

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**  
**CENTRO TECNOLÓGICO**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**  
**MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**FILLIPE TESCH**

**AVALIAÇÃO DA CALIBRAÇÃO DO MODELO *SOIL AND WATER*  
*ASSESSMENT TOOL* PARA A SIMULAÇÃO DE ESTRADAS NÃO  
PAVIMENTADAS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

**VITÓRIA**

**2015**

**FILLIPE TESCH**

**AVALIAÇÃO DA CALIBRAÇÃO DO MODELO *SOIL AND WATER  
ASSESSMENT TOOL* PARA A SIMULAÇÃO DE ESTRADAS NÃO  
PAVIMENTADAS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração de Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Rigo

**VITÓRIA  
2015**



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**“Avaliação da calibração do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para a simulação de estradas não pavimentadas em bacias hidrográficas”.**

**FILLIPE TESCH**

**Banca Examinadora:**

Prof. Dr. Dahiel Rigo  
Orientador – DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Edmilson Costa Teixeira  
Examinador Interno – DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Celso Augusto Guimarães Santos  
Examinador Externo – UFPB

Coordenador do PPGEA: Prof. Dr. Edmilson Costa Teixeira

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
Vitória, ES, 2 de março de 2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)  
(Biblioteca Setorial Tecnológica,  
Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

T337a      Tesch, Fillipe, 1988-  
Avaliação da calibração do modelo *Soil And Water Assessment Tool* para a simulação de estradas não pavimentadas em bacias hidrográficas / Fillipe Tesch. – 2015.  
122 f. : il.

Orientador: Daniel Rigo.  
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –  
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Estradas. 2. Erosão. 3. Sedimentos fluviais. 4. Bacias hidrográficas. 5. Sedimentologia. 6. Hidrologia – Modelos. 7. Modelagem matemática. I. Rigo, Daniel. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

---

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a todos que, diretamente ou indiretamente, ajudaram e apoiaram na execução deste trabalho. Agradeço a Deus pela inspiração e pelos dons concedidos. Agradeço à minha noiva, Larissa de Melo Comério, por me acompanhar em todos os momentos deste trabalho, em campo e em escritório. Agradeço aos meus pais, Arleida Lemke Tesch e Jair Tesch, pelo constante apoio e por me ensinarem o valor dos estudos. Agradeço ao meu irmão pela fraternidade e pela compreensão.

Agradeço ao meu orientador Professor Dr. Daniel Rigo pela amizade, pelos ensinamentos e pela paciência. Agradeço a todos os amigos do Laboratório de Hidráulica e Monitoramento Ambiental, principalmente ao colega Wilson Pimenta da Silva D'ávila, pelo companheirismo no processo de monitoramento das estradas e ao colega Antônio Carlos, pelo esforço e pela paciência na análise das amostras.

Agradeço ao Sr. Geraldino Zanotti e família, por permitir a realização da pesquisa em sua propriedade e fornecer abrigo em todos os momentos. Ao Geraldo e ao Fábio, pelos trabalhos realizados no monitoramento de estradas. Ao Edson e família, pelo apoio no monitoramento hidrológico do Rio Perdido.

Agradeço à banca examinadora, pelos apontamentos necessários ao aprimoramento e pela contribuição na minha formação.

Agradeço a todo o corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFES, pela contribuição na minha formação e pelas lições técnicas e humanas ao longo das aulas. Agradeço, por fim, ao corpo técnico-administrativo da UFES, pelos serviços e por todo o apoio logístico e operacional prestado.

## RESUMO

A resolução de problemas relacionados aos recursos hídricos tem sido baseada em modelos matemáticos, na maioria das vezes, utilizados como ferramentas de planejamento integrado de recursos naturais. Neste contexto, o modelo *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT tem sido aplicado a diversas bacias hidrográficas que necessitam da resolução de problemas que integram qualidade e quantidade de água com o manejo do uso e ocupação do solo. No Brasil e no Estado do Espírito Santo um dos maiores problemas relacionados à poluição difusa em bacias hidrográficas rurais são as estradas não pavimentadas. O modelo SWAT tem sido amplamente difundido e pesquisado no Brasil, sendo amplamente utilizado pelas universidades brasileiras, para a modelagem da quantidade e da qualidade da água, bem como para planejar o uso, ocupação e manejo do solo. Considerando, que o manejo de estradas não pavimentadas deve ser inserido na pauta do manejo do uso e ocupação do solo, o presente projeto dedicou-se a avaliar a calibração do modelo SWAT para a simulação de estradas não pavimentadas em bacias hidrográficas. Foi escolhida como área de estudo a subbacia hidrográfica do Rio Perdido, afluente direto do Rio Santa Maria do Doce. O modelo SWAT foi aplicado em dois cenários: o primeiro cenário desconsiderou a existência de estradas não pavimentadas na bacia; o segundo cenário, por sua vez, considerou a existência das estradas não pavimentadas como parte do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica. Os cenários modelados foram calibrados a partir do software de calibração SWAT-CUP. Os resultados da calibração indicaram que o Cenário 1 apresentou desempenho muito superior ao Cenário 2, principalmente tratando-se da sedimentologia. Verificou-se que, de modo geral, tanto o Cenário 1 como o Cenário 2 apresentaram desempenho ruim para a simulação de vazões de pequena magnitude. O modelo apresentou melhor desempenho de calibração para vazões com maior frequência ao longo do período monitorado. Por fim, a simulação de estradas não pavimentadas em bacias hidrográficas pelo modelo SWAT exige um maior empenho no monitoramento e realização de ensaios para a caracterização física das condições hidrológicas das estradas, facilitando a definição dos parâmetros requeridos pelo modelo.

Palavras-chave: Estradas não pavimentadas, modelagem matemática, erosão.

## **ABSTRACT**

The solution to problems related to water resources have been based mainly on mathematical models used as integrated planning tools for natural resources. In this context, the Soil and Water Assessment Tool - SWAT model has been applied to several watersheds that need solution for problems including quality and quantity of water and management of the land use. In Brazil and in the State of Espírito Santo one of the biggest problems related to diffuse pollution in rural watersheds are the unpaved roads. The SWAT model has been widespread and researched in Brazil and is widely used by Brazilian universities, for modeling the water quantity and quality, as well as to plan the use, occupation and soil management. Considering that the management of unpaved roads must be entered on the agenda of the management of the use and occupation of the land, this project was dedicated to evaluate the calibration of the SWAT model for the simulation of unpaved roads on watersheds. It was chosen as the study area the Rio Perdido catchment, a direct tributary of the Rio Santa Maria do Doce basin. The SWAT model was applied in two scenarios: the first scenario disregarded the existence of unpaved roads in the basin; and the second scenario, in turn, considered the existence of unpaved roads as part of the use and occupation of the watershed. The modeled scenarios were calibrated from the SWAT- CUP calibration software. Calibration results indicated that scenario 1 showed much higher performance than scenario 2, especially in the case of sedimentology modelling. In general, both scenario 1 and scenario 2 showed poor performance for the simulation of small magnitude flows. The model showed better performance for calibration of flow measurements that were more frequent over the monitored period. Finally, the simulation of unpaved roads in watersheds by SWAT model requires a greater effort in monitoring and performing tests for physical characterization of the hydrological conditions of the roads, facilitating the definition of the parameters required by the model.

Key words: Unpaved roads, mathematical modeling, erosion.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>16</b>
2.1	GERAL .....	16
2.2	ESPECÍFICO.....	16
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>17</b>
3.1	EROSÃO DO SOLO .....	17
3.1.1	CHUVA.....	20
3.1.2	TIPO DE SOLO.....	21
3.1.3	TOPOGRAFIA .....	23
3.1.4	USO E MANEJO DO SOLO .....	24
3.1.5	PRÁTICAS CONSERVACIONISTAS .....	25
3.2	PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM ESTRADAS NÃO PAVIMENTADAS .....	26
3.3	MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA .....	28
3.4	SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL – SWAT .....	29
3.4.1	UNIDADES DE RESPOSTA HIDROLÓGICA.....	31
3.4.2	METEOROLOGIA.....	32
3.4.3	BALANÇO HÍDRICO.....	36
3.4.4	ESCOAMENTO EM CURSOS D'ÁGUA .....	41
3.4.5	PRODUÇÃO E TRANSPORTE DE SEDIMENTOS .....	41
3.5	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO .....	44
3.5.1	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE .....	44
3.5.2	CALIBRAÇÃO .....	45
3.5.3	COEFICIENTES DE DESEMPENHO DA CALIBRAÇÃO .....	46
3.6	TRABALHOS ANTERIORES .....	48
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>51</b>
4.1	ÁREA DE ESTUDO .....	51
4.2	COLETA DE DADOS E INFORMAÇÕES.....	54
4.2.1	MAPEAMENTO TEMÁTICO.....	54
4.2.2	MONITORAMENTO AMBIENTAL.....	59
4.3	MODELAGEM MATEMÁTICA COM O SWAT .....	64
4.4	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE E CALIBRAÇÃO DO MODELO.....	67
4.5	AValiação DO MODELO .....	69
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>71</b>
5.1	RESULTADOS DO MONITORAMENTO AMBIENTAL .....	71
5.1.1	MONITORAMENTO PLUVIOGRÁFICO .....	71
5.1.2	MONITORAMENTO HIDROSSEDIMENTOLÓGICO .....	72
5.1.3	MONITORAMENTO DE ESTRADAS NÃO PAVIMENTADAS .....	74
5.2	SIMULAÇÃO HIDROSSEDIMENTOLÓGICA.....	76



5.2.1	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	76
5.2.2	CALIBRAÇÃO DO MODELO .....	77
5.2.3	CENÁRIO 1: SEM ESTRADAS NÃO PAVIMENTADAS.....	83
5.2.4	CENÁRIO 2: COM ESTRADAS NÃO PAVIMENTADAS.....	89
5.2.5	ANÁLISE DOS RESÍDUOS .....	95
5.2.6	COMPARAÇÃO DOS CENÁRIOS.....	100

## **6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....106**

## **7 REFERÊNCIAS .....109**

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização da subbacia hidrográfica do Rio Perdido. ....	51
Figura 2 – Mapa de Uso e Ocupação do Solo da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.....	54
Figura 3 – Mapa Pedológico da subbacia hidrográfica do Rio Perdido. ....	55
Figura 4 – Mapa da Rede de Estradas da subbacia hidrográfica do Rio Perdido. ....	56
Figura 5 – Mapa Clinográfico da subbacia hidrográfica do Rio Perdido. ....	57
Figura 6 – Representação gráfica do funcionamento da ferramenta “Fill Sink” do ArcGIS©.....	58
Figura 7 – Mapa Hidrográfico da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.....	58
Figura 8 – Mapa de localização das estações de monitoramento ambiental da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.....	60
Figura 9 - Seção escolhida para o monitoramento hidrossedimentológico. ....	61
Figura 10 – Régua limnimétricas já instaladas. ....	61
Figura 11 – Instalação para acomodação do limnígrafo de pressão. ....	61
Figura 12 – Croqui da instalação para acomodação do limnígrafo de pressão.....	62
Figura 13 – Medição da descarga líquida. ....	62
Figura 14 – Coleta de amostras com amostrador de integração vertical. ....	62
Figura 15 – Estação de monitoramento pluviográfico. ....	63
Figura 16 – Estação de monitoramento de estradas não pavimentadas.....	63
Figura 17 - Módulo “Watershed Delineation” do modelo SWAT.....	65
Figura 18 – Módulo para a análise de HRUs do modelo SWAT.....	67
Figura 19 – Série da estação pluviográfica localizada dentro da bacia do Rio Perdido. Seta vermelha indicando período de falha da série de dados entre 29/05/2013 e 07/06/2013. ....	71
Figura 20 – Curva-chave da relação cota-vazão na estação de monitoramento hidrossedimentológica.....	72
Figura 21 – Série de cotas e vazões na estação hidrossedimentológica da subbacia hidrográfica do Rio Perdido. ....	73
Figura 22 – Série de Descarga Sólida e Concentração de Sedimentos na estação hidrossedimentológica da subbacia hidrográfica do Rio Perdido. ....	74
Figura 23 – Série de concentração de sólidos suspensos totais do monitoramento de estradas não pavimentadas. ....	75

Figura 24 – Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT. ....	76
Figura 25 – Série dos valores de vazão (em escala logarítima) medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1. ....	83
Figura 26 - Série dos valores de vazão medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1 entre o período de janeiro e março de 2013. Em <b>a</b> apresentado em escala regular e em <b>b</b> apresentado em escala logarítima. ....	84
Figura 27 – Série dos valores de vazão medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1 entre o período de outubro e dezembro de 2013. Em <b>a</b> apresentado em escala regular e em <b>b</b> apresentado em escala logarítima. ....	85
Figura 28 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados (em escala logarítima) pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1. ....	86
Figura 29 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1 entre o período de janeiro a março de 2013. Em <b>a</b> apresentado em escala regular e em <b>b</b> apresentado em escala logarítima. ....	87
Figura 30 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1 entre o período de outubro a dezembro de 2013. Em <b>a</b> apresentado em escala regular e em <b>b</b> apresentado em escala logarítima. ....	88
Figura 31 – Série dos valores de vazão medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2. ....	89
Figura 32 – Série dos valores de vazão medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2 entre o período de janeiro e março de 2013. Em <b>a</b> apresentado em escala regular e em <b>b</b> apresentado em escala logarítima. ....	90
Figura 33 – Série dos valores de vazão medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2 entre o período de outubro a dezembro de 2013. Em <b>a</b> apresentado em escala regular e em <b>b</b> apresentado em escala logarítima. ....	91

Figura 34 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados (em escala logaritmica) pelo SWAT sem calibração de parâmetros para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2. ....	92
Figura 35 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados pelo SWAT sem calibração de parâmetros para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2 no período de janeiro a março de 2013. Em <b>a</b> apresentado em escala regular e em <b>b</b> apresentado em escala logaritmica. ....	93
Figura 36 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados pelo SWAT sem calibração de parâmetros para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2 no período de outubro a dezembro de 2013. Em <b>a</b> apresentado em escala regular e em <b>b</b> apresentado em escala logaritmica. ....	94
Figura 37 – Análise dos resíduos da simulação bruta em relação à vazão média diária. ....	95
Figura 38 - Análise dos resíduos da simulação calibrada em relação à vazão média diária. ....	95
Figura 39 - Análise dos resíduos da simulação bruta em relação à descarga sólida diária. ....	98
Figura 40 - Análise dos resíduos da simulação calibrada em relação à descarga sólida diária. ....	99
Figura 41 – Comparação gráfica das vazões simuladas pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações. ....	100
Figura 42 – Comparação gráfica das vazões simuladas pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações no período de janeiro a março de 2013. Em <b>a</b> apresentado em escala regular e em <b>b</b> apresentado em escala logaritmica.....	101
Figura 43 – Comparação gráfica das vazões simuladas pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações no período de outubro a dezembro de 2013. Em <b>a</b> apresentado em escala regular e em <b>b</b> apresentado em escala logaritmica.....	102
Figura 44 – Comparação gráfica da descarga sólida simulada pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações. ....	103
Figura 45 – Comparação gráfica da descarga sólida simulada pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações no período de janeiro a março de	

2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala  
logaritima..... 104

Figura 46 – Comparação gráfica da descarga sólida simulada pelo modelo SWAT  
nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações no período de outubro a  
dezembro de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em  
escala logaritima. .... 105

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Coordenadas UTM das estações de monitoramento ambiental da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.....	59
Tabela 2 – Parâmetros calibrados pelo SWAT-CUP.....	68
Tabela 3 – Resultados das campanhas de medição da descarga líquida.....	72
Tabela 4 – Concentração de sólidos suspensos totais e produção de sedimentos do monitoramento de estradas não pavimentadas.....	75
Tabela 5 – Novos parâmetros definidos para o modelo SWAT após a calibração....	77
Tabela 6 – Coeficientes de calibração do modelo SWAT calculados para toda a série de dados.....	79
Tabela 7 – Coeficientes de calibração do modelo SWAT calculados para toda a série de vazões menores que a vazão média. ....	81
Tabela 8 – Coeficientes de calibração do modelo SWAT calculados toda a série de vazões maiores que a vazão média. ....	82
Tabela 9 – Coeficientes de calibração do modelo SWAT calculados toda a série de descarga sólida menor que a descarga sólida média. ....	82
Tabela 10 – Coeficientes de calibração do modelo SWAT calculados toda a série de descarga sólida maior que a descarga sólida média.....	83
Tabela 11 – Comparação da produção de sedimentos média mensal medida e simulada na estrada não pavimentada monitorada após a calibração.....	94
Tabela 12 – Distribuição de frequências das vazões residuais em escala regular....	96
Tabela 13 – Distribuição de frequências das vazões residuais em escala logarítima. ....	97
Tabela 14 - Distribuição de frequências da descarga sólida residual regular. ....	99
Tabela 15 – Frequências da descarga sólida residual em escala logarítima. ....	100

## 1 INTRODUÇÃO

No Brasil, as estradas não pavimentadas são as principais vias de escoamento da produção agrícola e de acesso das comunidades rurais a serviços de saúde, lazer e segurança. Segundo DNIT (2013), 80,4% da Rede Rodoviária Nacional possui superfície não pavimentada, correspondendo a 1.358.913,70 km. Da extensão total de estradas não pavimentadas, 90,9% destas estão na jurisdição Municipal, 8,2% na jurisdição Estadual e 0,9% na jurisdição Federal.

DNIT (2013) também apresenta a situação das rodovias do Estado do Espírito Santo, onde 86,7% da Rede Rodoviária possui superfície não pavimentada, correspondendo a um total de 31.294,50 km. Deste total, 89,7% da extensão de estradas não pavimentadas é de jurisdição Municipal, enquanto 10,0% e 0,3% são de jurisdição Estadual e Federal, respectivamente.

Do ponto de vista ambiental, as estradas não pavimentadas constituem uma das principais fontes de sedimento para os cursos d'água de bacias hidrográficas (LUCE, 1993; KELIHER et al., 1995; HILLEL, 1998; GRACE III, 2000; CHRISTOPHER, 2002; FULTON et al, 2002).

Dentre os impactos observados pelo aporte de sedimentos em cursos d'água está o aumento da turbidez que, reduzindo a transparência da água pelo aumento da concentração de partículas, causa o aquecimento da superfície d'água, impedindo uma mistura vertical, decrescendo a dispersão de oxigênio dissolvido e de nutrientes em regiões mais profundas do rio (CARVALHO, 2008), além de onerar os custos de tratamento de águas superficiais para abastecimento de núcleos urbanos (MIRBAGHERI *et al.*, 1988).

Diversos autores têm desenvolvido estudos em estradas não pavimentadas, avaliando suas características hidráulicas e hidrossedimentológicas, bem como seus efeitos sobre o aporte de sedimentos em cursos d'água (REID e DUNE, 1984; FAHEY e CROCKER, 1989; GRAYSON *et al.*, 1993; LUCE e BLACK, 1999; JONES *et al.*, 2000; LANE e SHERIDAN, 2002; GARCIA *et al.*, 2003; CORRÊA, 2005; CROKE *et al.*, 2006;

BLACK e LUCE, 2007; MARCELINO, 2007; CORRÊA e DEDECEK, 2009; D'ÁVILA, 2013). A experiência destes autores tem demonstrado que quando se deseja estudar uma rede de estradas não pavimentadas em escala maior, como em uma bacia hidrográfica, o estudo *in situ* do aporte de sedimentos pode demandar uma boa quantidade de recursos técnicos, humanos e financeiros.

Segundo Ford (1999), a utilização de modelos matemáticos é uma possibilidade para a substituição de estudos em sistemas reais, quando um sistema se apresenta complexo o bastante para que o estudo, em meio real, se torne inviável. Christofolletti (2002) define a complexidade de um sistema como sendo aquele composto por uma grande quantidade de componentes interatuantes, capazes de intercambiar informações com o seu entorno e capazes, também, de adaptar sua estrutura interna como consequências ligadas a tais interações.

O modelo *Soil and Water Assessment Tool* - SWAT tem sido amplamente utilizado na gestão de recursos hídricos de bacias hidrográficas, simulando fontes de poluição difusa e verificando os impactos gerados pela modificação do uso e ocupação do solo sobre a qualidade e a quantidade de água em bacias hidrográficas (NEITSCH, 2005; MACHADO e VETORAZZI, 2003; MACHADO *et al.*, 2003; MARCHIORO, 2008; COUTINHO e TRINDADE, 2008; SILVA *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2012; FERRIGO *et al.*, 2012 PEREIRA *et al.*, 2012; SCHULTZ e SANTOS, 2012; TESCH e CAIADO, 2013). Ainda assim, poucos são os autores que incluem as estradas não pavimentadas na simulação de bacias hidrográficas com o modelo SWAT.

Neste contexto, a presente dissertação propõe o estudo da capacidade de calibração do modelo SWAT para a simulação de estradas não pavimentadas em uma bacia hidrográfica rural.



## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Geral

Avaliar a calibração do modelo *Soil and Water Assessment Tool* para a simulação de uma bacia hidrográfica rural com estradas não pavimentadas.

### 2.2 Específico

- Aplicar o modelo *Soil and Water Assessment Tool* em dois cenários, sendo um cenário sem a presença das estradas não pavimentadas e outro cenário com a presença das estradas não pavimentadas;
- Calibrar o modelo *Soil and Water Assessment Tool* para os cenários considerados;
- Analisar o desempenho da calibração do modelo *Soil and Water Assessment Tool* para os cenários considerados com base nos parâmetros calibrados e nos coeficientes de calibração;

### **3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1 Erosão do solo**

Segundo Caiado (1994), a erosão é um processo natural que vem emoldurando a paisagem do planeta através do tempo geológico. Neste caso, o intemperismo é o grande responsável pela erosão geológica. As rochas e os minerais formados sofrem a ação da água, do ar, do calor solar, dos seres vivos e do calor existente no interior do planeta, modificando e transformando lentamente a superfície terrestre. Esses agentes modificam cor, brilho, composição química, tenacidade e outras características, agindo mecânica e quimicamente.

Carregados pelas águas ou pelos ventos, os sedimentos erodidos se depositarão nas depressões, nas planícies, nos rios, nos mares e nos lagos, dando origem às rochas sedimentares. Esses depósitos são formados por seixos rolados, areias, lodos ou outras formações (CARVALHO, 2008).

A erosão natural ou geológica trouxe inúmeros benefícios, como a formação de colinas suaves, planícies extensas e vales férteis. Por sua vez, a interferência do homem sobre a paisagem acelera os processos erosivos quando são retirados os anteparos naturais que equilibram o sistema. Atividades agrícolas, extração mineral, obras civis, ou qualquer atividade que configure remoção da cobertura vegetal, pode resultar na erosão acelerada do solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

Segundo Machado e Vetorazzi (2003), a erosão corresponde ao processo de desprendimento do solo, arraste e por fim, deposição de suas partículas. Tucci (2002) subdividiu os processos erosivos em seis etapas: desagregação, separação, transporte, sedimentação, depósito e consolidação.

A desagregação refere-se ao desprendimento das partículas de solo, podendo ser causada pelo efeito de reações químicas, flutuações de temperatura, ações mecânicas ou outros fatores que não estão necessariamente ligados ao ciclo hidrológico; porém, o impacto da chuva e a ação do homem sobre o solo são os fatores

que mais contribuem para o processo de desagregação (TUCCI, 2002). A energia com que a gota golpeia o solo faz com que a ligação entre suas partículas de solo sejam quebradas, lançando-as parabolicamente para outros locais, deixando parte do solo desprendido (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008). Elisson (1947) calculou que uma única chuva pode desprender mais de 200 toneladas de solo por hectare, sendo estas partículas deslocadas a uma altura de até 1 metro e cobrir um raio de 1,5 metros.

A separação consiste no início do deslocamento da partícula de solo. Este deslocamento ocorre quando as forças hidrodinâmicas exercidas pelo escoamento superficial sobre uma partícula ultrapassam a resistência por ela oferecida, sendo que esta resistência tem sua origem principalmente no peso da partícula e nas forças de coesão (TUCCI, 2002). As partículas do solo que, por ação das gotas de chuva, ficaram desprendidas, também estão sujeitas ao arraste pelo escoamento superficial nesta etapa (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

O transporte do material erodido se dá de acordo com as características físicas da partícula e da capacidade do fluxo de água em transportá-las (PARANHOS, 2003). Em cursos d'água as partículas mais pesadas são transportadas por rolamento, deslizamento ou saltos curtos, constituindo-se na carga de fundo. As mais leves deslocam-se no seio do escoamento e constituem a carga sólida em suspensão (TUCCI, 2002). É difícil a delimitação da carga sólida em suspensão e da carga sólida de fundo, visto que a interface entre as duas é gradual. Muitas vezes, em seções com menor turbulência, parte da carga sólida suspensa pode se sedimentar, passando a fazer parte da carga sólida de fundo (CHRISTOFOLETTI, 1974; GRAF, 1984, *apud* CAIADO, 1994).

A sedimentação representa a tendência que as partículas têm de restabelecer contato com o leito do canal sob efeito da gravidade. Neste processo, a resistência da turbulência do meio em que a partícula se encontra, muitas vezes impede ou freia a sedimentação (TUCCI, 2002).

O depósito se dá com a parada total da partícula recém sedimentada. Apesar de ser um processo parecido com a sedimentação, este se difere pelo fato de a partícula, em

processo de sedimentação, continuar em movimento quando alcança o fundo, devido às forças hidrodinâmicas que ali existem (TUCCI, 2002).

Por fim, a consolidação é o processo que segue o depósito da partícula. É o acúmulo de partículas sobre o fundo e a compactação do depósito resultante, sob o efeito do próprio peso dos sedimentos, pressão hidrostática ou qualquer outro fenômeno que venha a aumentar a densidade do depósito (TUCCI, 2002).

Santos *et al.* (2002) enumeram três tipos de erosão na paisagem: erosão laminar, erosão em sulcos e erosão em voçorocas.

A erosão laminar é aquela causada pelo escoamento superficial. Este, por sua vez, se inicia quando a capacidade de infiltração do solo é saturada, levando a água das gotas de chuva a se acumular sobre o solo e se movimentar no sentido do declive (GUERRA e CUNHA, 2007), de forma que a turbulência e a velocidade de fluxo tornam-se importantes fatores na relação hidráulica da erosão laminar (HJULSTROM, 1935 *apud* GUERRA e CUNHA, 2007). A erosão laminar pode ocorrer por anos, longe da percepção dos olhos humanos, tornando-se visível somente quando as raízes das plantas ou até rochas e estruturas enterradas começam a se tornar visíveis sobre o solo.

De pequenos sulcos, a água se concentra em sulcos maiores, até desaguar em cursos d'água temporários e, desses, em cursos d'água permanentes. Em seu caminho, desde sua posição inicial, entre sulcos até os cursos d'água permanentes, a água amplia sua capacidade de desagregar o solo e transportar sedimentos através do aumento de sua energia (CANTALICE *et al.*, 2005).

Com o passar dos anos, o processo erosivo pode transformar pequenos sulcos em uma voçoroca. Segundo Guerra e Cunha (2007), as voçorocas são elementos permanentes na paisagem, possuindo paredes laterais íngremes e, em geral, fundo chato, ocorrendo fluxo de água no seu interior durante os eventos chuvosos. Santos *et al.* (2002) afirmam que as voçorocas constituem o estágio mais impactante da erosão, causando danos ao uso do solo e estabelecendo um impedimento ao processo de desenvolvimento sustentável de qualquer região.

A erosão dos solos por via hídrica e, conseqüentemente, a produção de sedimentos têm sido objetos de preocupação crescente em todas as situações relativas à gestão do uso do solo e da água (PARANHOS, 2003). Os fatores comumente mais discutidos e que são os principais percursores da erosão do solo são a chuva, tipo de solo, topografia, uso e manejo do solo e práticas conservacionistas (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008). A seguir, estes fatores são discutidos com maior detalhe.

### 3.1.1 Chuva

A chuva fornece a energia necessária para que os processos erosivos ocorram pela via hídrica. Fendrich (1997) considera a energia cinética de uma gota de chuva como sendo igual ao semi produto da sua massa pelo quadrado de sua velocidade. A aceleração de uma gota em queda livre tende a zero, procurando uma condição de equilíbrio entre o peso da gota e a resistência do ar, resultando na velocidade terminal da mesma.

Wishmeier (1959) *apud* Wishmeier e Smith (1978) mostrou que quando outros fatores, à exceção da chuva, são mantidos constantes, as perdas de solo ocasionadas pelas chuvas nos terrenos cultivados são diretamente proporcionais ao valor do produto de duas características da chuva: sua energia cinética e sua intensidade máxima em trinta minutos.

Foi criado desta forma, o parâmetro erosividade da chuva ou índice de erosão, que expressa o potencial da chuva em desprender o solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

A energia cinética, por si só, não é um bom indicador para a erosividade da chuva. A energia da chuva pode indicar o volume precipitado e o escoamento superficial, porém uma chuva longa pode ter a mesma energia que uma chuva curta e mais intensa (WISHMEIER e SMITH, 1978). Conclui-se, dessa forma, que o índice de erosividade seria alcançado somente pelo produto da energia cinética e da intensidade da chuva.

A erosividade da chuva pode ser calculada pelo produto da energia cinética ( $E_c$ ) pela intensidade máxima da chuva em trinta minutos, de acordo com a Equação 1 (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008). A energia cinética, por sua vez, é calculada a partir da aplicação da Equação 2:

$$E_{i_{30}} = E_c \cdot I_{30}$$

**Equação 1**

$$E_c = 0,119 + 0,0873 \log I$$

**Equação 2**

Onde:

$E_{i_{30}}$  = índice de erosão (MJ/ha.mm/h);

$I_{30}$  = intensidade máxima da chuva em 30 minutos (mm/h);

$E_c$  = energia cinética (MJ/ha.mm);

$I$  = intensidade da chuva (mm/h).

Segundo Wishmeier e Smith (1978), a erosividade da chuva de uma região deverá ser calculada a partir da média da erosividade da chuva anual de uma série de pelo menos 20 anos.

### **3.1.2 Tipo de solo**

Wishmeier e Smith (1978) colocam o tipo de solo ou a erodibilidade do solo como sendo o menos importante dos fatores que influem sobre a erosão do solo, uma vez que a taxa de erosão varia em maior grau quando se modificam outros fatores. Porém, existe a necessidade em se quantificar este parâmetro, visto que algumas classes de solo exercem importante função nos processos erosivos e sua exclusão pode gerar valores discrepantes da realidade.

Morgan (1986) *apud* Guerra e Cunha (2007) define erodibilidade do solo como sendo a resistência ou suscetibilidade do solo em ser removido e transportado.

As propriedades do solo que alteram a erodibilidade do solo são textura, estrutura, porosidade, densidade (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008) e pH do solo (GUERRA e CUNHA, 2007). É importante relacionar estas propriedades a um determinado período do tempo, pois podem evoluir transformando certos tipos de solo mais suscetíveis ou menos resistentes aos processos erosivos (DE PLOEY, 1981; GUERRA e ALMEIDA, 1993 *apud* GUERRA e CUNHA, 2007).

A textura ou tamanho das partículas é uma das propriedades que mais influem na maior ou menor quantidade de solo arrastado pela erosão. Solos arenosos, com espaços porosos grandes, durante uma chuva de pouca intensidade, podem absorver toda a água, não havendo erosão; entretanto, como possui baixa proporção de partículas argilosas que atuam como ligante de partículas grandes, uma pequena enxurrada que escorre na superfície pode arrastar uma grande quantidade de solo. Solos argilosos, por sua vez, com espaços porosos bem menores, têm baixas taxas de infiltração, gerando grandes enxurradas; entretanto, a força de coesão das partículas é maior, o que faz aumentar a resistência à erosão (BERTONI e LOMBARDI, 2008). Apesar dos solos arenosos serem considerados mais suscetíveis à erosão, estudos apontam que em algumas condições, solos com maior teor de silte podem ser mais erodíveis que solos argilosos ou arenosos (YOUNG, 1980, *apud* PAIVA e PAIVA, 2003).

No que diz respeito à estrutura do solo, podem-se considerar dois importantes aspectos: (a) a propriedade físico-química da argila, que fazem com que os agregados permaneçam estáveis em presença da água; e (b) a propriedade biológica, causada pela quantidade de matéria orgânica em estado de ativa decomposição (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008). Solos mais estruturados, com agregados mais estáveis, independentes de serem mais ou menos argilosos, são menos erodíveis devido às maiores taxas de infiltração, e maior resistência à desagregação pelo impacto das gotas de chuva e maior resistência ao arraste por águas de escoamento superficial.

A densidade, por sua vez, está diretamente ligada à compactação e à porosidade, diminuindo a capacidade de armazenamento de água ao longo do perfil do solo (ALVES, 2001). A água ocupa os espaços porosos formados a partir do arranjo físico das partículas. Logo, o aumento da densidade reduz a quantidade e as dimensões

destes espaços, diminuindo a quantidade de água que será retida em um evento chuvoso (OR e WRAITH, 2000).

O pH do solo também pode exercer grande influência sobre os processos erosivos. Alisson (1973) *apud* Guerra e Cunha (2007) destaca que solos ácidos são deficientes em cálcio, elemento contribuinte na retenção do carbono, através da formação de agregados que combinam húmus e cálcio. Wishmeier e Mannering (1969) *apud* Guerra e Cunha (2007) também sugeriram que os solos com alto teor de silte tendem a ter maior erodibilidade à medida que o pH aumenta.

A determinação da erodibilidade do solo pode ser determinada experimentalmente em parcelas unitárias, sendo expressa, como perda de solo (A), por unidade de índice de erosão da chuva (EI) (WISHMEIER e SMITH, 1978).

Uma parcela unitária possui como especificação: 25 m de comprimento e 9% de declive, em alqueive, ou seja, um terreno que foi preparado e deixado livre de vegetação por um mínimo de dois anos, ou que os primeiros resíduos da cultura anterior já tenham se decompostos (WISHMEIER e SMITH, 1978)

### **3.1.3 Topografia**

Smith e Wishmeier (1957) *apud* Wishmeier e Smith (1978) denominam encosta a combinação da declividade do terreno com seu comprimento, sendo definida entre a distância do ponto de origem do escoamento superficial até o local onde a encosta diminui o gradiente, de maneira a iniciar o processo de deposição, ou até o ponto em que o escoamento superficial se une ao canal perene.

Paiva e Paiva (2003) atribuem a importância da topografia do terreno à energia cinética produzida pelas águas pluviais, que escoam na superfície livre. Em terrenos de maior declividade, a água da chuva escoar tão rapidamente que não há infiltração, provocando um maior esforço nos terrenos e aumentando a taxa de erosão (CARVALHO, 2008). Porém, o aumento da declividade não deve ser associado diretamente e linearmente às taxas de erosão de uma encosta, pois em encostas



muito íngremes, a erosão pode diminuir devido ao decréscimo de material desagregado (MORGAN *et al.*, 1980, *apud* PAIVA e PAIVA, 2003).

Guerra e Cunha (2007) consideram ainda a forma da encosta como importante característica topográfica. As encostas curtas convexo-côncavas com cristas longas representam características morfológicas que propiciam a erosão dos solos (MORGAN, 1977, *apud* GUERRA e CUNHA, 2007). Encostas convexas, em especial, onde o topo das elevações é plano e a água pode ser armazenada, podem formar ravinas e voçorocas quando a água é liberada (HODGES e ARDEN- CLARKE, 1986, *apud* GUERRA e CUNHA, 2007). Wishmeier e Smith (1978) chama atenção para o uso do gradiente médio em comprimento de rampa, que pode subestimar as perdas de solo de declives convexos e superestimar as dos côncavos.

Apesar da maioria dos autores considerar que a declividade é o parâmetro topográfico mais importante na erosão dos solos, deve-se sempre levá-lo em conta em conjunto com o comprimento da encosta, pois à medida que o caminho percorrido aumenta, as águas se avolumam e a velocidade do escoamento aumenta (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

#### **3.1.4 Uso e manejo do solo**

BERTONI e LOMBARDI NETO (2008) definem os seguintes benefícios da vegetação sobre processos erosivos: (a) proteção direta contra o impacto das gotas de chuva; (b) dispersão da água, interceptando-a e evaporando-a antes de atingirem o solo; (c) decomposição das raízes das plantas que, formando canalículos no solo, aumentam a taxa de infiltração da água; (d) melhoria na estrutura do solo pela adição de matéria orgânica, aumentando assim sua capacidade de retenção de água; (e) diminuição da velocidade do escoamento superficial pelo aumento do atrito na superfície.

As folhas da vegetação têm grande importância na interceptação das gotas de chuva. As gotas perdem grande parte de sua energia cinética por redução de velocidade quando vem de encontro à folhagem e, muito embora possam voltar a cair, a nova velocidade será sempre menor que aquela que tinha no momento de serem

interceptadas pelo dossel. O efeito favorável da cobertura vegetal inclui a ação mecânica das raízes como reforço do solo (WISHMEIER e SMITH, 1978).

Pesquisas feitas nos principais tipos de cobertura vegetal – mata, pastagem, cafezal e algodão – apontam perdas de solo com média de, respectivamente, 0,004, 0,4, 0,9 e 26,6 t/ha, e as perdas médias de água, 0,7, 0,7, 1,1 e 1,2% da chuva caída anualmente (BERTONI *et al.*, 1972, *apud* BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

A eficácia da cobertura vegetal não só depende do tipo de vegetação ou de seu desenvolvimento, mas varia também de acordo com o tempo, ou seja, de acordo com os meses e estações do ano (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

### **3.1.5 Práticas conservacionistas**

As práticas conservacionistas do solo são divididas em vegetativas, edáficas e mecânicas, respectivamente quando se utiliza a própria vegetação, se trate da modificação do próprio sistema de cultivo ou se recorra a estruturas artificiais construídas mediante a remoção ou disposição adequada de porções de terra (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008).

Destacam-se como práticas de conservação do solo mais importantes: plantio em contorno, plantio em faixas de contorno, terraceamento e alternância de capinas (WISHMEIER e SMITH, 1978).

Segundo Bertoni & Lombardi Neto (2008), as matas ciliares e de topo de morro são importantes práticas conservacionistas de caráter vegetativo, possibilitando, no primeiro caso, a proteção do leito dos rios e, no segundo caso, a diminuição do escoamento superficial a partir do aumento da infiltração e da retenção da água na origem do escoamento superficial.

### 3.2 Produção de sedimentos em estradas não pavimentadas

As estradas não pavimentadas, também chamadas de “estradas de terra” ou “estradas de chão”, geralmente têm em sua camada superficial o solo local, com ou sem mistura de agregado granular, em consequência da manutenção (ODA, 1995). Neste trabalho, estradas não pavimentadas são aquelas que não são revestidas por qualquer tipo de tratamento superficial.

Segundo Cunha *et al.* (2010), a inclusão de estradas não pavimentadas na paisagem aumenta a capacidade de drenagem na bacia hidrográfica, potencializando também o transporte de sedimentos para canais fluviais, uma vez que as estradas geram escoamento superficial em eventos pluviométricos. Por outro lado, quando o leito das estradas é aprofundado, estas interceptam o fluxo subsuperficial. Ou seja, as estradas são importantes elementos hidrológicos e geomorfológicos, que devem ser considerados nos estudos voltados ao planejamento de recursos naturais.

A produção de sedimentos em estradas não pavimentadas pode ser relacionada à erosão laminar, erosão em sulcos e, em eventos mais extremos, à movimentação de massas. Quando estradas não pavimentadas são abandonadas por vários anos, é muito comum que estas se transformem em voçorocas, dependendo de sua declividade (REID e DUNNE, 1984; WEMPLE *et al.*, 2001; CAFFERATA *et al.*, 2007).

De acordo com Grace III (2000), para entender como a erosão de estradas não pavimentadas pode causar impactos negativos, é necessário, primeiro, analisar a influência destas no desencadeamento do processo erosivo. A construção de estradas não pavimentadas, geralmente, requer a exposição do solo descoberto para a ação erosiva das chuvas, resultando num movimento de sedimentos no sentido do declive durante os eventos chuvosos. A intensidade e a quantidade da precipitação são fortes fatores na produção de sedimentos. De forma geral, a erosão de estradas não pavimentadas é acelerada pelo aumento dos declives e drenagem precária, concentrando sobre a superfície do solo o fluxo de água em sulcos e canais.

Para Luce (1993), além do comprimento e inclinação da rampa, a produção de sedimentos em estradas não pavimentadas está relacionada com o tipo de solo e a inclinação e altura dos taludes de corte e aterro.

Quanto aos cortes e aterros das estradas, segundo Christopher (2002), estes são necessários quando a topografia e o declive da paisagem não permite um acesso direto para os pontos mais baixos da paisagem. Dessa forma, na construção da estrada, a porção mais elevada, denominada corte da rampa, é removida e lançada para baixo para servir de aterro.

No que se refere à compactação, pode-se dizer que a erosão sobre a superfície da estrada é maior quando o solo passa por um processo de compactação como resultado da intensa movimentação de máquinas e veículos. O termo compacto, neste caso, é utilizado para o solo em que a porosidade total (em particular, a porosidade preenchida com ar) é tão baixa que restringe a aeração, assim como quando o solo está tão comprimido, e os seus poros são tão pequenos, que impedem a penetração das raízes, bem como a infiltração e consequente drenagem (HILLEL, 1998).

Segundo Christopher (2002), a perda de solo é maior durante e imediatamente após a construção de estradas devido à sua instabilidade e aos distúrbios causados pela passagem de caminhões pesados e equipamentos.

Hillel (1998) indica que máquinas pesadas e caminhões podem provocar a formação de trilhos (depressões feitas pelos pneus dos veículos, geralmente ocorridas sob condições de umidade), que ocorrem quando a resistência do solo não é suficiente para suportar a força aplicada pelo tráfego de veículos o que contribui para o aumento da erosão. A infiltração em trilhos é mais baixa que no resto da via não pavimentada, devido às deformações e compactações do solo, formando pontos de ataque frequente da erosão, a partir do momento que promovem a concentração de enxurradas de água.

O tráfego de veículos pesados também pode causar poças e atoleiros que são resultado da perda da estrutura do solo resultante da compressão e movimentação do solo úmido com os pneus ou trilhas de equipamentos pesados. Quando da formação de poças, as partículas de solo tornam-se dispersas em água e, após a evaporação da água as partículas secas fixam-se na via, formando uma crosta, as quais tendem

a vedar sua superfície (WISCOSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES, 2003).

Quanto à relação de estradas não pavimentadas com os córregos e rios, segundo Fulton *et al.* (2002), pode-se dizer que os drenos mal definidos e construídos podem ser uma grande fonte direta de sedimentos para córregos e rios. Aumenta-se o potencial da contribuição de sedimentos para córregos e rios pelas estradas não pavimentadas nos pontos mais baixos da bacia, onde ocorre o cruzamento das estradas e dos rios e córregos (CHRISTOPHER, 2002). São nestes cruzamentos que ocorre a entrada do sedimento, produzido nas estradas não pavimentadas, nos rios e córregos da bacia hidrográfica (KELIHER *et al.*, 1995).

### 3.3 Modelagem hidrossedimentológica

Segundo Feldman (2000), um modelo relaciona algo desconhecido (*output*) com algo conhecido (*input*). Por exemplo, conhecendo a precipitação que cai em uma bacia hidrográfica (*input*) podemos determinar o escoamento superficial na mesma (*output*). É claro que para este caso outras variáveis (*input*) terão de ser consideradas para aproximar o sistema da realidade. Ford (1999) afirma que os modelos podem ser utilizados para substituir sistemas reais, sendo uma opção quando o sistema se apresenta complexo o bastante para que o estudo, em meio real, se torne inviável. Christofolletti (2002) define a complexidade de um sistema como sendo aquele composto por uma grande quantidade de componentes interatuantes, capazes de intercambiar informações com seu entorno e capazes, também, de adaptar sua estrutura interna como consequências de tais interações.

Partindo do pressuposto de que todo modelo deve possuir dados de entrada e dados de saída, Felício (2007) define dados de entrada (*input*) como qualquer grandeza que pode modificar o estado do sistema em estudo. Este chama atenção para o fato de que os dados de entrada (*input*) são independentes do sistema, ou seja, não são influenciados pelas mudanças no sistema, enquanto os dados de saída (*output*) são qualquer grandeza do sistema que caracterizam o seu estado. Estas informações correspondem às variações dos parâmetros utilizados para descrever o sistema.

O maior benefício do uso de modelos para simular certo sistema é a facilidade com que se identificam falhas e/ou acasos que possam vir a ocorrer, sendo mais fácil e seguro modificá-las no projeto antes da aplicação deste no meio real (FELÍCIO, 2007).

Muitos modelos têm sido utilizados para dar base à tomada de decisão no gerenciamento de recursos hídricos. Tucci (2005) afirma que devido ao grande número de alternativas que existem no planejamento de recursos hídricos, considerando seus usos, disponibilidades e preservação, é necessário utilizar metodologias que melhor quantifiquem os processos, permitindo analisar alternativas que auxiliem no processo de decisão.

HYDE *et al.* (2006) selecionaram 25 modelos de modelagem hidrossedimentológica para estudá-los em função de cinco critérios de avaliação: (1) aplicabilidade do modelo para manejo florestal; (2) acessibilidade dos softwares e documentos; (3) facilidade de uso e existência de interface gráfica; (4) disponibilidade de manuais e bibliografia específica; (5) consistência dos processos simulados no estado da arte da hidrologia e da geomorfologia; apresentação das limitações do modelo de forma clara; suporte do modelo por publicações da comunidade científica sobre a teoria, comparações e validações. Como resultado o autor formou um *ranking* dos melhores modelos conforme segue: (1) SWAT; (2) WEPP; (3) FORest; (4) SEDMODL2; (5) R1-WATSED; (6) DHSVM. Os resultados demonstraram que o SWAT apresentou a melhor avaliação em função dos critérios apresentados, destacando-se, em relação aos demais, nos critérios 2 (acessibilidade), 4 (documentação) e 5 (consistência dos processos; limitações; publicações).

### **3.4 Soil and Water Assessment Tool – SWAT**

O SWAT é um modelo hidrológico de simulação diária integrado ao SIG ArcGIS®, que facilita a representação da bacia em *layers* ou camadas como modelos digitais de elevação, tipos de solo, uso e ocupação do solo, dentre outros.

O SWAT foi desenvolvido pelo *US Department of Agriculture, Agricultural Research Service* no *Grassland, Soil and Water Research Laboratory*, na região de Temple no Texas, EUA em 1990, passando por diversas atualizações e modificações ao longo dos anos.

O SWAT permite que diferentes processos físicos sejam simulados na bacia hidrográfica, com o objetivo de analisar os impactos das alterações no uso do solo sobre o escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água, em bacias hidrográficas agrícolas não instrumentadas (MACHADO, 2002).

O SWAT foi desenvolvido a partir da união de vários modelos como o SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*) (WILLIAMS *et al.*, 1985; ARNOLD *et al.*, 1990) com o ROTO (*Routing Outputs to Outlets*) (ARNOLD *et al.*, 1990), incorporando, ainda, outros modelos como o CREAMS (*Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems*) (KNISEL, 1980), GLEAMS (*Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems*) (LEONARD *et al.*, 1987) e o EPIC (*Erosion Productivity Impact Calculator*) (WILLIAMS *et al.*, 1985).

O objetivo principal deste modelo é prever o impacto do manejo do solo na água e na produção de sedimentos e dos efeitos do uso de produtos químicos em bacias hidrográficas (ARNOLD *et al.*, 1998).

O SWAT é dividido em oito componentes de dados (MARCHIORO, 2008):

- **Meteorologia:** possibilita a geração estocástica de dados meteorológicos através do algoritmo baseado na cadeia de Markov para uma localidade específica, tais como precipitação, temperatura, velocidade do vento e radiação solar.
- **Hidrologia:** calcula infiltração, movimento da água no solo, umidade relativa, balanço hídrico diário, fluxo subterrâneo lateral, escoamento superficial e retorno de fluxo.
- **Crescimento de plantas:** simula as mudanças temporais das plantas e resíduos, tais como altura da copa, profundidade de raiz e biomassa produzida pelas plantas.

- **Solos:** requer parâmetros físicos (profundidade do perfil e dos horizontes, textura, entre outros) e hídricos, como condutividade hidráulica e disponibilidade de água por horizonte.
- **Processo de erosão:** é governado pela MUSLE (*Modified Universal Soil Loss Equation*) que utiliza o escoamento para simular a erosão e produção de sedimentos.
- **Nutrientes e pesticidas:** o modelo simula o comportamento para a variável na paisagem e a propagação no canal fluvial.
- **Manejo:** permite que o usuário indique o tipo, início e fim do manejo para que modelo possa simular sua variação temporal.
- **Irrigação:** considera projetos de captação de água e irrigação de áreas de plantio para inclusão no modelo.

O SWAT é um modelo matemático, incorporando equações que descrevem a relação entre as variáveis do sistema, e, distribuído, subdividindo a bacia hidrográfica em subbacias e Unidades de Reposta Hidrológica (URHs) de modo a refletir a diferença de tipo de solo, cobertura vegetal, topografia e uso do solo, sendo possível a subdivisão de centenas a milhares de células de um arquivo GRID, cada célula representando um sistema aberto (ADRIOLO *et al.*, 2008).

A seguir são apresentados os aspectos científicos a serem observados na modelagem de bacias hidrográficas utilizando o modelo *Soil and Water Assessment Tool*.

### 3.4.1 Unidades de Resposta Hidrológica

As Unidades de Resposta Hidrológica (URH) são aglomerados de pixels que possuem características idênticas no que diz respeito à vegetação, ao tipo de solo, às práticas de conservação do solo e às condições meteorológicas e hidrológicas.

As subbacias são divididas a partir das bacias hidrográficas e estas são subdivididas em URHs. O parâmetro “*Threshold Area*” define a área de drenagem mínima para se formar um canal fluvial, que poderá ser utilizado para regular a quantidade, o tamanho



e a divisão das subbacias . O modelo calcula um valor do “*Threshold Area*” para ser adotado pelo usuário a partir das informações de declividade e da concentração do escoamento obtidos no Modelo Digital de Elevação (MDE) fornecido. Porém, nem sempre o valor sugerido pelo modelo se aproxima da realidade, sendo necessário testar outros valores que possam vir a se aproximar da realidade da rede de drenagem da bacia hidrográfica estudada (MARCHIORO, 2008).

Para a delimitação das URHs, por sua vez, o modelo permite regular níveis de sensibilidade de reconhecimento dos usos e tipos de solo, eliminando as classes menores que os valores arbitrados (BINGNER *et al.*, 1997; MACHADO, 2002, *apud* MARCHIORO, 2008). Desta forma, a definição das URHs passa a ser fundamental quando diferentes áreas da bacia hidrográfica são dominadas por usos e tipos de solo diferentes (NEITSCH *et al.*, 2005).

### 3.4.2 Meteorologia

O banco de dados meteorológico do modelo deve ser formado por dados diários de chuva, temperatura, radiação solar, umidade relativa do ar e velocidade do vento, sendo estes três últimos, modeláveis (ARNOLD *et al.*, 1998). O usuário do modelo pode optar pela utilização de uma série de dados climatológicos diários medidos ou simular as condições meteorológicas do modelo. Caso seja optado a simulação das condições meteorológicas, o modelo estima os parâmetros diários a partir de dados estatísticos mensais, calculados a partir de uma série de dados medidos. De forma geral a simulação dos dados climatológicos é utilizada para o preenchimento de falhas na série medida.

A ocorrência da precipitação é definida pelo modelo de primeira ordem da cadeia de Markov, desenvolvido por Nicks (1974), inserindo-se as probabilidades de chover após um dia seco (Equação 3) e de chover após um dia chuvoso (Equação 4).

$$P_i(D/W) = 1 - P_i(W/W) \quad \text{Equação 3}$$

$$P_i(D/D) = 1 - P_i(W/D) \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

$P_i(D/W)$  = probabilidade de chover após um dia seco e;

$P_i(D/D)$  = probabilidade de chover após um dia de chuva.

Para cada dia simulado, o SWAT gera um número aleatório de 0,0 a 1,0. Se o número gerado for menor ou igual à probabilidade de chover após um dia seco, o resultado será de ocorrência de precipitação. Se, por outro lado, o número gerado for maior que a probabilidade de chover após um dia seco, o resultado será a ocorrência de um dia sem precipitação. O mesmo ocorre no caso para a determinação de dias chuvosos após um dia de chuva.

A simulação da quantidade de precipitação é feito a partir de dois métodos: o método da distribuição inclinada dado pela Equação 5 e pela Equação 6 (NICKS, 1974) e o método da distribuição exponencial dado pela Equação 7 (NEITSCH *et al.*, 2005).

$$R_{dia} = \mu_{mês} + 2 \cdot \sigma_{mês} \cdot \left\{ \frac{\left[ \left( \frac{SND_{dia} - \frac{g_{mês}}{6}}{6} \right) \cdot \left( \frac{g_{mês}}{6} \right) + 1 \right]^3 - 1}{g_{mês}} \right\} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

$R_{dia}$  = quantidade de chuva em um dado dia, em mm;

$\mu_{mês}$  = precipitação média diária do mês, em mm;

$\sigma_{mês}$  = desvio padrão da precipitação diária do mês, em mm;

$SND_{dia}$  = desvio normal padrão para o dia (adimensional);

$g_{mês}$  = coeficiente de inclinação calculado para a precipitação diária em um dado mês (adimensional).

$$SND_{dia} = \cos(6,283 \cdot rnd_2) \cdot \sqrt{-2 \ln(rnd_1)} \quad \text{Equação 6}$$

Onde:

$rnd_1$  e  $rnd_2$  = números aleatórios entre 0,0 e 1,0.

$$R_{dia} = \mu_{mês} \cdot [-\ln(rnd_1)]^{r_{exp}} \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

$rexp$  = expoente definido entre 1,0 e 2,0.

A Equação 7 é utilizada no lugar da Equação 5 quando os dados de precipitação disponíveis não são suficientes ou possuem falhas excessivas, impossibilitando o cálculo de todas as variáveis necessárias para alimentar a Equação 5.

A simulação diária da temperatura máxima, temperatura mínima e radiação solar é baseada no processo de geração estacionária apresentado por Matalas (1967), conforme a Equação 8, Equação 9 e Equação 10.

$$T_{mx} = \mu mx_{mês} + Xi_{Tmx} \cdot \sigma mx_{mês} \quad \text{Equação 8}$$

$$T_{mn} = \mu mn_{mês} + Xi_{Tmn} \cdot \sigma mn_{mês} \quad \text{Equação 9}$$

$$H_{dia} = \mu rad_{mês} + Xi_{rad} \cdot \sigma rad_{mês} \quad \text{Equação 10}$$

Onde:

$T_{mx}$  = Temperatura máxima do dia, em °C;

$\mu mx_{mês}$  = Temperatura máxima média diária do mês, em °C;

$Xi_{Tmx}$  = Resíduo da temperatura máxima em um dado dia (adimensional);

$\sigma mx_{mês}$  = Desvio padrão da temperatura máxima diária do mês, em °C;

$T_{mn}$  = Temperatura mínima do dia, em °C;

$\mu mn_{mês}$  = Temperatura mínima média diária do mês, em °C;

$Xi_{Tmn}$  = Resíduo da temperatura mínima em um dado dia (adimensional);

$\sigma mn_{mês}$  = Desvio padrão da temperatura mínima diária do mês, em °C;

$H_{dia}$  = Radiação solar do dia, em MJ/m²;

$\mu rad_{mês}$  = Radiação solar média diária do mês, em MJ/m²;

$Xi_{rad}$  = Resíduo da radiação solar em um dado dia (adimensional);

$\sigma rad_{mês}$  = Desvio padrão da radiação solar diária do mês, em MJ/m².

Os valores da temperatura máxima, temperatura mínima e radiação solar são ajustados em função da ocorrência ou não de chuva em um dado dia (NEITSCH *et al.*, 2005).

A umidade do ar é estimada através da distribuição triangular dos dados, com o conjunto de duas equações (NEITSCH *et al.*, 2005). Desta forma, quando  $rnd_1 \leq \left( \frac{R_{hmês} - R_{hLmês}}{R_{hUmês} - R_{hLmês}} \right)$  será utilizado a Equação 11, por outro lado, quando  $rnd_1 > \left( \frac{R_{hmês} - R_{hLmês}}{R_{hUmês} - R_{hLmês}} \right)$  será utilizado a Equação 12.

$$Rh = R_{hmês} \cdot \frac{R_{hLmês} + [rnd_1(R_{hUmês} - R_{hLmês}) \cdot (R_{hmês} - R_{hLmês})]^{0,5}}{R_{hmês, média}} \quad \text{Equação 11}$$

$$Rh = R_{hmês} \cdot \frac{R_{hLmês} - (R_{hUmês} - R_{hmês}) \left[ \frac{R_{hUmês}(1 - rnd_1) - R_{hLmês}(1 - rnd_1)}{R_{hUmês} - R_{hmês}} \right]^{0,5}}{R_{hmês, média}} \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

$Rh$  = umidade relativa do ar média para um dado dia;

$R_{hmês}$  = umidade relativa do ar média para o mês;

$R_{hLmês}$  = a menor umidade relativa do ar que pode ocorrer em um dia;

$R_{hUmês}$  = a maior umidade relativa do ar que pode ocorrer em um dia;

$R_{hmês, média}$  = média de  $R_{hmês}$ ,  $R_{hLmês}$  e  $R_{hUmês}$ .

A umidade do ar é ajustada, ainda, em função de condições do tempo sem a ocorrência de precipitação (NEITSCH *et al.*, 2005).

Os dados relacionados à velocidade do vento são utilizados para a estimativa da evapotranspiração potencial, calculado pelo método de Penman-Monteith. A velocidade do vento média diária é calculada pela Equação 13.

$$\mu_{10m} = \mu w n d_{mês} [-\ln(rnd_1)]^{0,3} \quad \text{Equação 13}$$

Onde:

$\mu_{10m}$  = velocidade média do vento para um dado dia, m/s;

$\mu w n d_{mês}$  = velocidade média do vento para o mês, m/s.

Dependendo do tamanho da bacia hidrográfica, a utilização de apenas uma estação meteorológica pode gerar erros consideráveis na estimativa do balanço hídrico, uma vez que é bem possível ocorrer variações espaciais significativas dentro de uma bacia hidrográfica de maior escala (ARNOLD *et al.*, 1998).

### 3.4.3 Balanço Hídrico

O balanço hídrico é a força motriz do modelo, responsável pelo movimento de inseticidas, de sedimentos e de nutrientes, simulando o ciclo hidrológico de acordo com as características da bacia (COUTINHO e TRINDADE, 2008).

Segundo Neitsch *et al.* (2005), o ciclo hidrológico é dividido em duas etapas: a primeira ocorre na encosta, diretamente no solo, sendo simulado a quantidade de água, sedimentos, de nutrientes e de inseticidas que serão carregados para o rio principal em cada subbacia; a segunda etapa, por sua vez, ocorre nos corpos d'água, e é caracterizada pelo movimento da água, dos sedimentos, entre outros, ao longo da rede hidrográfica da bacia até o seu exutório.

O modelo considera processos hidrológicos inerentes à interceptação das gotas de chuva pelo dossel da vegetação ou contato direto na superfície do solo, podendo, a partir daí, se infiltrar no perfil do solo ou formar o escoamento superficial. A água do escoamento superficial se move relativamente rápido para os cursos d'água. A água de infiltração, por sua vez, pode ficar retida no solo sendo mais tarde evapotranspirada ou escoar através dos movimentos hídricos subterrâneos (NEITSCH *et al.*, 2005).

O cálculo do ciclo hidrológico considerado pelo modelo é baseado na equação do balanço hídrico (NEITSCH *et al.*, 2005):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{dia} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

$SW_t$  = umidade final do solo (mm);

$SW_0$  = umidade inicial do solo (mm);

$t$  = tempo em dias;

$R_{dia}$  = precipitação no dia  $i$  (mm);

$Q_{surf}$  = escoamento superficial no dia  $i$  (mm);

$E_a$  = evapotranspiração no dia  $i$  (mm)

$W_{seep}$  = percolação no dia  $i$  (mm);

$Q_{gw}$  = fluxo de retorno (subterrâneo) no dia  $i$  (mm)

A umidade do solo ( $SW$ ) é varia em função da porosidade de cada tipo de solo, que por sua vez é definida pela Equação 13. Portanto o solo pode se apreentar seco ou saturado (quando  $SW = \phi_{solo}$ ).

$$\phi_{solo} = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \quad \text{Equação 13}$$

Onde:

$\phi_{solo}$  = porosidade do solo expresso pelo volume total de solo

$\rho_b$  = Densidade do solo seco, em mg/m<sup>3</sup>

$\rho_s$  = Densidade das partículas, em mg/m<sup>3</sup>.

O escoamento superficial, por sua vez, está ligado diretamente à infiltração. No processo de infiltração, são disponibilizados os métodos propostos por *Green-Ampt* e o *Curve Number Procedure* (ARNOLD e FOHNER, 2005). O método da curva número (CN) tem se mostrado mais apto à simulação da infiltração como já foi mostrado por diversos autores: Nearing *et al.* (1996); Arnold *et al.* (2005); Machado (2002); Barlund *et al.* (2007); e Stenrod *et al.* (2008).

O escoamento superficial, dado pelo método do *Curve Number Procedure*, é calculado através da Equação 14 (NEITSCH *et al.*, 2005):

$$Q_{surf} = \frac{(R_{dia} - 0,2S)^2}{R_{dia} + 0,8S}, R_{dia} > I_a \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

$I_a$  = condição antecedente de umidade, que inclui o armazenamento na superfície, interceptação e infiltração antes do escoamento superficial (mm);

$S$  = parâmetro de retenção (mm).

O parâmetro de retenção, que representa principalmente a infiltração, varia espacialmente de acordo com o solo, seu uso, declividade e mudanças na umidade antecedente do solo, sendo calculado por (NEITSCH *et al.*, 2005):

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad \text{Equação 15}$$

Onde:

$CN$  = valor do número da curva para o dia  $i$ .

Considerando que a condição inicial da umidade do solo vai interferir diretamente no processo de infiltração e, conseqüentemente, na erosão, o método da curva número utiliza três condições de umidade antecedente, sendo: (1) solo seco; (2) média umidade de solo; e (3) capacidade de saturação. Geralmente, as tabelas e ábacos para definição da curva número de um tipo de solo apresentam os valores para a condição de umidade 2. Dessa forma, a curva número para as condições de umidade 1 e 3 são calculadas através das Equações 16 e 17 (NEITSCH *et al.*, 2005):

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20(100 - CN_2)}{\{100 - CN_2 + \exp[2,533 - 0,0636(10 - CN_2)]\}} \quad \text{Equação 16}$$

$$CN_3 = CN_2 \exp[0,00673(10 - CN_2)] \quad \text{Equação 17}$$

Onde:

$CN_1$  = Condição de umidade 1;

$CN_2$  = Condição de umidade 2; e

$CN_3$  = Condição de umidade 3.

As curvas número 1 e 3 são ajustadas em condições de declividade de até 5% nas encostas. Williams (1995) *apud* Neitsch *et al.* (2005) desenvolveu uma equação para ajustar a curva número 2 para diferentes declividades das encostas conforme a Equação 18:

$$CN_{2S} = \frac{(CN_3 - CN_2)}{3} [1 - 2\exp(-13 \times 86slp)] + CN_2 \quad \text{Equação 18}$$

Onde:

$CN_{2S}$  = Condições de umidade para curva número 2 ajustada para encosta;

$CN_2$  = Condições de umidade para curva número 2 ajustada para encosta com até 5% de declividade;

$CN_3$  = Condições de umidade para curva número 2 ajustada para encosta com mais 5% de declividade; e

$slp$  = Percentagem média das encostas de cada subbacia.

O SWCS (*Soil and Water Conservation Society*) define grupos hidrológicos dos solos em quatro categorias principais denominadas de A, B, C e D, sendo o grupo A formado por solos com baixo potencial de escoamento, alta taxa de infiltração, perfil profundo, geralmente arenoso com pouco silte e argila e alta taxa de percolação; o grupo B formado por solos com taxa de infiltração, profundidade e percolação moderadas; o grupo C formado por solos com baixa taxa de infiltração, com porcentagem considerável de argila e baixa taxa de percolação; o grupo D formado por solos com elevado potencial de escoamento, baixa taxa de infiltração, com textura argilosa e baixa capacidade de percolação (MARCHIORO, 2008).

A evapotranspiração é dada por três métodos, sendo escolhido pelo usuário do modelo qual será utilizado na simulação: método de Penman-Monteith (Equação 19), método de Priestley-Taylor (Equação 20) e método de Hargreaves (Equação 21).

$$\lambda E = \frac{\Delta \cdot (H_{net} - G) + \rho_{ar} \cdot c_p \cdot (e_z^0 - e_z) / r_a}{\Delta + \gamma \cdot (1 + \frac{r_c}{r_a})} \quad \text{Equação 19}$$

$$\lambda E = \alpha_{pet} \cdot \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \cdot (H_{net} - G) \quad \text{Equação 20}$$

$$\lambda E_0 = 0,0023 \cdot H_0 \cdot (T_{mx} - T_{mn})^{0,5} \cdot (\bar{T}_{av} + 17,8) \quad \text{Equação 21}$$



Onde:

$\lambda E$  = densidade de fluxo de calor latente, em MJ/m<sup>2</sup>.dia;

$E$  = taxa de evapotranspiração, em mm/dia;

$\Delta$  = declividade da curva de pressão do vapor-temperatura, de/dT, em kPa/°C;

$H_{net}$  = radiação diária, em MJ/m<sup>2</sup>.dia.

$G$  = densidade de fluxo de calor no solo, em MJ/m<sup>2</sup>.dia;

$\rho_{ar}$  = densidade do ar, em kg/m<sup>3</sup>;

$c_p$  = calor específico à pressão constante, em MJ/kg.°C;

$e_z^o$  = pressão do vapor saturado do ar na cota z, em kPa;

$e_z$  = pressão do vapor da água no ar na cota z, em kPa;

$\gamma$  = constante psicrométrica, em kPa/°C;

$r_c$  = resistência do dossel da planta, em s/m;

$r_a$  = resistência aerodinâmica do dossel da planta à difusão do ar, em s/m;

$\alpha_{pet}$  = coeficiente de evaporação;

$H_0$  = radiação extraterrestre, em MJ/m<sup>2</sup>.dia;

$\bar{T}_{av}$  = Temperatura média do ar em um dado dia, °C.

A percolação, por sua vez, ocorre quando há transporte de massa d'água do solo para o aquífero raso, e é dado pela Equação 22.

$$W_{perc,ly} = SW_{ly,excess} \cdot \left[ 1 - \exp\left(\frac{-\Delta t}{TT_{perc}}\right) \right] \quad \text{Equação 22}$$

Onde:

$W_{perc,ly}$  = quantidade de água que percola em um dado dia, em mm;

$SW_{ly,excess}$  = volume de água drenado pelo solo em um dado dia, em mm;

$\Delta t$  = discretização temporal, em horas;

$TT_{perc}$  = tempo que dura a percolação, em horas.

### 3.4.4 Escoamento em cursos d'água

O escoamento em cursos d'água é o escoamento que ocorre em canais abertos tendo como rota preferencial as cotas mais baixas da paisagem. O modelo assume os canais num formato trapezoidal, permitindo o usuário atribuir características geométricas e hidráulicas do mesmo, como largura da superfície molhada, largura do fundo, profundidade e declividade de margens. Quando são obtidas vazões muito grandes, onde as características hidráulicas do canal tem condições de transportar o volume de água, o modelo simula as planícies de inundação, com base na topografia do terreno (NEITSCH *et al.*, 2005).

O cálculo do escoamento nos canais, em cada segmento, é dado pela equação de Manning para escoamento uniforme unidimensional, de acordo com a Equação 23 e 24.

$$q_{ch} = \frac{A_{ch} \cdot R_{ch}^{2/3} \cdot slp_{ch}^{1/2}}{n} \quad \text{Equação 23}$$

$$v_{ch} = \frac{R_{ch}^{2/3} \cdot slp_{ch}^{1/2}}{n} \quad \text{Equação 24}$$

Onde:

$q_{ch}$  = vazão no canal, em m<sup>3</sup>/s;

$A_{ch}$  = área molhada do canal, em m<sup>2</sup>;

$R_{ch}$  = raio hidráulico, em m;

$slp_{ch}$  = declividade do canal, e m/m;

$n$  = coeficiente de Manning;

$v_{ch}$  = velocidade no canal, em m/s.

### 3.4.5 Produção e transporte de sedimentos

A produção de sedimento é regida pela Equação Universal de Perda de Solo Modificada - MUSLE (WILLIAMS, 1995), que estima a produção de sedimentos considerando a força do escoamento nas vertentes e no canal de acordo com a Equação 25 (NEITSCH *et al.*, 2005).

$$sed = 11,8 \cdot (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad \text{Equação 25}$$

Onde:

$sed$  = Produção de sedimentos em um dia, t;

$Q_{surf}$  = Volume de escoamento superficial, mm;

$q_{peak}$  = Taxa de escoamento de pico, m<sup>3</sup>/s;

$area_{hru}$  = hidrológica, ha;

$K_{USLE}$  = Fator de erodibilidade zdo solo, t m<sup>2</sup> hr/(m<sup>3</sup> t cm);

$C_{USLE}$  = Fator de cobertura e manejo do solo;

$P_{USLE}$  = Fator de práticas conservacionistas;

$LS_{USLE}$  = Fator topográfico;

$CFRG$  = Fator ligado à rugosidade da superfície inversamente proporcional à pedregosidade do solo.

O transporte de sedimentos no canal fluvial é realizado através da definição da força do fluxo (BAGNOLD, 1977 *apud* NEITSCH *et al.*, 2005). Este método calcula o volume de sedimento que o canal pode transportar, através da velocidade de pico do canal:

$$v_{ch,pk} = \frac{q_{ch,pk}}{A_{ch}} \quad \text{Equação 26}$$

Onde:

$q_{ch,pk}$  = taxa de escoamento de pico no canal, m<sup>3</sup>/s;

$A_{ch}$  = área da sessão do canal (m<sup>2</sup>);

A taxa de escoamento de pico no canal é dado pela Equação 27:

$$q_{ch,pk} = prf \cdot q_{ch} \quad \text{Equação 27}$$

Onde:

$prf$  = Fator de ajuste da taxa de pico;

$q_{ch}$  = fluxo médio de escoamento no canal, m<sup>3</sup>/s.

A concentração máxima de sedimentos que cada sub-bacia transporta é expressa pela Equação 28:

$$conc_{sed,c,max} = c_{sp} v_{c,p}^{spexp} \quad \text{Equação 28}$$

Onde:

$conc_{sed,c,max}$  = Concentração máxima de sedimentos que pode ser transportado pelo canal fluvial, t/m<sup>3</sup> ou Kg/L;

$c_{sp}$  = Coeficiente definido pelo usuário;

$v_{c,p}$  = Máxima velocidade do canal, m/s; e

$spexp$  = Expoente definido pelo usuário, normalmente variando entre 1 e 2, tendo média de 1,5.

A concentração máxima de sedimentos é comparada com a concentração inicial em cada trecho fluvial, e se o segundo for maior que o primeiro, ocorrerá deposição. Se, por outro lado, a concentração máxima de sedimentos no trecho fluvial resultar um valor maior que a concentração inicial, ocorrerá erosão fluvial em função dos parâmetros hidrossedimentológicos do canal, calculada pela Equação 29:

$$sed_{deg} = (conc_{sed,c,max} - conc_{sed,c,i}) v_{ch} \cdot K_c \cdot C_c \quad \text{Equação 29}$$

Onde:

$sed_{deg}$  = Quantidade de sedimento alocados em cada subbacia, ton;

$K_c$  = Fator de erodibilidade do canal, cm/hr/Pa; e

$C_c$  = Cobertura vegetal do canal (adimensional);

Conhecendo a quantidade de material erodido e depositado, é possível estimar a quantidade final de sedimentos pela Equação 30.

$$sed_c = sed_{c,i} - sed_{dep} + sed_{deg} \quad \text{Equação 30}$$

Onde:

$sed_c$  = Quantidade de sedimento em suspensão em cada subbacia, ton; e

$sed_{c,i}$  = Quantidade de sedimentos em suspensão em um dado período de tempo.

Por fim, a quantidade de sedimento transportado em cada subbacia é calculado pela Equação 31:

$$sed_{out} = sed_c \left( \frac{V_{out}}{V_c} \right) \quad \text{Equação 31}$$

Onde:

$sed_{out}$  = Quantidade de sedimento que alcança o exutório da subbacia, ton; e

$V_{out}$  = Volume de água que flui pelo exutório em cada subbacia, m<sup>3</sup>.

Do ponto de vista hidráulico, uma das limitações do modelo, é assumir que as dimensões e a forma do canal hídrico são estáticas em relação ao tempo simulado. Isso pode tornar o resultado irreal em muitas situações, visto que muitas vezes são feitas simulações com variação temporal de 100 anos, tempo suficiente para ocorrer um alargamento do canal, meandramento, dentre outros fenômenos. Além disso, o modelo não define com precisão a forma do leito do canal e suas relações hidrodinâmicas.

### 3.5 Análise de Sensibilidade e Calibração

É comum que modelos matemáticos tenham parâmetros de difícil determinação ou coeficientes para correção de fenômenos que variam de acordo com características intrínsecas ao ambiente. Assim, é importante que o usuário do modelo proceda com a análise de sensibilidade seguida da calibração dos parâmetros do modelo. Os itens a seguir detalharão os procedimentos utilizados para a fase de análise de sensibilidade e de calibração do modelo *Soil and Water Assessment Tool*.

#### 3.5.1 Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade avalia a taxa de mudança nos valores modelados em relação às mudanças nos valores dos parâmetros de entrada do modelo. Ela tem o

objetivo de determinar quais os parâmetros influenciam mais nos resultados e por isso devem ter seus valores mais criteriosamente escolhidos (SRINIVASAN, 2012).

Segundo Van Griensven (2007) *apud* Perazolli (2012), a análise de sensibilidade no SWAT é realizada pelos métodos Latin Hypercube – LH e o One-factor-At-a-Time – OAT. O primeiro é baseado na Simulação de Monte-Carlo, responsável por eliminar a necessidade de inúmeras simulações por meio de um método de amostragem estratificada em que a amplitude de cada parâmetro é dividida em N faixas e, então, o modelo faz uma combinação randômica dos parâmetros, sendo cada faixa testada uma única vez. O segundo promove a alteração de apenas um parâmetro a cada simulação, permitindo que as mudanças sejam atribuídas unicamente ao parâmetro alterado. A análise automática facilita muito a etapa de identificação dos parâmetros a serem calibrados.

### **3.5.2 Calibração**

A etapa de calibração é a realização de várias modificações em parâmetros de entrada definidos pelo usuário, optando-se pela configuração em que os valores estimados pela simulação foram mais próximos aos valores medidos (LOPES, 2008). Com a popularidade de complexos modelos hidrológicos, que suportam maior número de informações com amplo detalhamento, o tempo necessário para executar as simulações tem aumentado substancialmente. Por este motivo, a utilização de algoritmos de otimização para calibração de modelos hidrológicos computacionalmente intensivos têm se tornando trivial (ZHANG *et al*, 2009).

Nesse contexto, os próprios desenvolvedores do SWAT indicam a utilização de um aplicativo acessório, o SWAT-CUP (ABBASPOUR e SRINIVASAN, 2011), voltado para procedimentos de calibração. A utilização do SWAT-CUP para a calibração automática dos parâmetros torna mais rápido e prático o ajuste entre os valores estimados pelo SWAT e os dados observados em monitoramento.

Para a finalização do processamento, as simulações são submetidas à validação, que, segundo Benaman *et al.* (2005), é o reprocessamento da simulação realizada na calibração, usando um período de dados diferentes dos dados de entrada utilizados

para a calibração, tendo o propósito de verificar se o modelo tem a habilidade de simular dados de outros períodos ou condições diferentes das quais foi calibrado.

### 3.5.3 Coeficientes de desempenho da calibração

Podem-se enumerar alguns motivos para avaliar o desempenho de um modelo matemático: conhecer a sua capacidade de reproduzir um comportamento histórico e futuro da bacia; subsidiar melhorias para o ajuste de parâmetros; comparar esforços atuais de modelagem com os resultados de estudo anteriores (KRAUSE *et al.*, 2005).

Na maioria dos estudos realizados com o SWAT são apresentados gráficos estatísticos para avaliar as predições hidrológicas (GASSMAN *et al.*, 2007). Segundo Krause *et al.* (2005), a avaliação do desempenho de um modelo se inicia com os métodos mais fundamentais, como a inspeção visual de hidrogramas. As avaliações mais objetivas requerem o cálculo do erro entre os dados estimados e observados. Porém, a seleção e utilização de critérios de avaliação, assim como a interpretação de resultados não é tarefa fácil, podendo ser um desafio até para os hidrólogos mais experientes, sendo que cada critério de avaliação escolhido pode enfatizar diferentes aspectos dos dados simulados.

Mesmo sendo o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e o coeficiente de Nash Sutcliffe (NS) os mais utilizados (GASSMAN *et al.*, 2007), a análise de um modelo com a utilização de poucos índices pode causar equívocos. Uma adequada avaliação de modelos somente é possível por meio da combinação de vários índices (TEDESCHI, 2006).

O coeficiente de eficiência de Nash e Sutcliffe (NS), proposto por Nash e Sutcliffe (1970) é expresso pela Equação 32. O Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe determina a magnitude relativa da variância residual comparado à variância do dado medido (NASH e SUTCLIFFE, 1970). Em outras palavras, o coeficiente indica o quão bem os dados simulados condizem com os dados medidos. Segundo Moriasi *et al.* (2007) valores destes coeficiente entre 1 e 0,75 indicam que o modelo tem desempenho muito bom; valores entre 0,75 e 0,65 indicam um desempenho bom;

valores entre 0,65 e 0,50 indicam um desempenho satisfatório; e valores menores do que 0,50 indicam um desempenho insatisfatório. Por fim, valores deste coeficiente menores do que 0,00 indicam que a média dos valores observados são melhores para prever a situação dos valores simulados.

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^J (O_i - E_i)^2}{\sum_{i=1}^J (O_i - \bar{O})^2} \quad \text{Equação 32}$$

Onde:

$J$  = número de observações;

$O$  = valor observado;

$E$  = valor estimado pelo modelo; e

$\bar{O}$  = média dos valores observados experimentalmente.

O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) é definido pela Equação 33. O coeficiente de determinação demonstra o quanto um modelo pode explicar os valores observados, variando de 0 a 1. Os valores do coeficiente de determinação podem ser definidos em %, indicando quantos por cento dos dados simulados podem representar os dados medidos. Segundo Santhi *et al.* (2001) e Van Liew *et al.* (2003) *apud* Moriasi (2007) coeficientes de determinação ( $R^2$ ) acima de 0,5 podem ser considerados aceitáveis. Legates e McCabe (1999) *apud* Moriasi (2007) alertam que o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) são supersensíveis para valores extremos e insensíveis para diferenças proporcionais entre os valores simulados dos observados.

$$R^2 = \frac{[\sum_i (O_i - \bar{O})(E_i - \bar{E})]^2}{\sum_i (O_i - \bar{O})^2 \sum_i (E_i - \bar{E})^2} \quad \text{Equação 33}$$

O erro padrão médio normalizado pelo desvio padrão das observações (RSR), expresso pela Equação 34 deverá se aproximar de 0, sendo que um RSR igual a 0 significa que o modelo representa perfeitamente as condições do ambiente. Segundo Moriasi *et al.* (2007) o RSR incorpora as propriedades de um índice que expressa a estatística do erro e possui um fator de normalização que permite a comparação dos resultados. Valores deste coeficiente entre 0,00 e 0,50 indica um modelo com desempenho muito bom; valores entre 0,50 e 0,60 indicam um desempenho bom;



valores entre 0,60 e 0,70 indicam um desempenho satisfatório e; valores maiores que 0,70 indicam um desempenho insatisfatório.

$$RSR = \frac{\left[ \sqrt{\sum_{i=1}^J (O_i - E_i)^2} \right]}{\left[ \sqrt{\sum_{i=1}^J (O_i - \bar{O})^2} \right]} \quad \text{Equação 34}$$

Por fim, o Percentual de Tendência (*Percent Bias* - PBIAS), expresso pela Equação 35, indica a tendência média do dado simulado ser maior ou menor que os dados medidos. O valor ótimo deste coeficiente é 0,0, de modo que valores de pequena magnitude indicam um bom desempenho do modelo. Valores positivos indicam que o modelo está subestimando os valores simulados, enquanto valores negativos do coeficiente indicam que o modelo está superestimando os valores simulados (MORIASI *et al.*, 2007).

$$PBIAS = 100 \frac{\sum_{i=1}^J (O_i - E_i)}{\sum_{i=1}^J O_i} \quad \text{Equação 35}$$

Segundo Moriasi *et al.* (2007), o coeficiente PBIAS apresenta classificações diferentes para seus valores de acordo com o tipo simulação realizada. Para a hidrologia, este autor indica que valores entre 0 e  $\pm 10$  indicam um desempenho muito bom do modelo; valores entre  $\pm 10$  e  $\pm 15$  indicam um desempenho bom; valores entre  $\pm 15$  e  $\pm 25$  indicam um desempenho satisfatório; e valores menores/menores que  $\pm 25$  indicam um desempenho insatisfatório. Para a sedimentologia, valores entre 0 e  $\pm 15$  indicam um desempenho muito bom; valores entre  $\pm 15$  e  $\pm 30$  indicam um desempenho bom; valores entre  $\pm 30$  e  $\pm 55$  indicam um desempenho satisfatório e; valores menores/menores que  $\pm 55$  indicam um desempenho insatisfatório.

### 3.6 Trabalhos anteriores

Poucos trabalhos foram encontrados no Brasil aplicando-se a simulação de bacias hidrográficas rurais com modelo SWAT incluindo estradas não pavimentadas.

Ferrigo (2011) simulou o modelo SWAT à bacia hidrográfica periurbana córrego Capão Comprido, localizada no Distrito Federal, com uma área de drenagem de 16,6 km<sup>2</sup>. Na simulação, a autora considerou a inclusão de estradas não pavimentadas no mapa de uso e ocupação do solo, ocupando 8,66% da bacia hidrográfica. Segundo a autora, não foi possível realizar a calibração do modelo devido à falta de dados medidos na bacia hidrográfica.

Schultz e Santos (2012) aplicaram o modelo SWAT na bacia hidrográfica do Altíssimo Rio Negro (Paraná), avaliando o efeito da inclusão de estradas não pavimentadas na simulação hidrossedimentológica. A bacia simulada pelos autores possui área de drenagem de 788 km<sup>2</sup> com estradas não pavimentadas ocupando 3,4% da bacia hidrográfica com uma densidade de 2,79 km/km<sup>2</sup>. Segundo os autores, foram utilizados 10 anos de dados para a calibração hidrossedimentológica do modelo, entre os anos de 1994 e 2004. O modelo calibrado apresentou coeficientes de Nash-Sutcliffe de 0,74 para a descarga líquida e de 0,68 para a descarga sólida.

Castro (2013) simulou uma bacia rural do córrego Alto Jardim, localizada na porção leste do Distrito Federal, por meio do modelo SWAT incluindo estradas não pavimentadas. Segundo o autor, a bacia tem área de drenagem de 105 km<sup>2</sup> em área de cerrado e as estradas não pavimentadas ocupam 1,5% da bacia simulada. O autor calibrou o modelo SWAT utilizando dados medidos de vazão no período de 1 ano (entre 07/2006 e 06/2007), obtendo um coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0,60. Por outro lado, na validação do modelo, o coeficiente NS foi de -0,84, apresentando-se insatisfatório para o período de validação.

Ferrigo (2014) simulou a bacia hidrográfica do Lago Descoberto, localizada no Distrito Federal, utilizando o modelo SWAT. Segundo a autora, foram simuladas seis subbacias hidrográficas que somam uma área de drenagem de 358,26 km<sup>2</sup> com a representação das estradas não pavimentadas existentes, ocupando 2,2% desta área. A autora calibrou o modelo SWAT utilizando dados medidos de vazão no período de 5 anos (entre 2005 e 2010), obtendo um coeficiente NS de 0,40, -0,20, -0,04, 0,44, -0,004 e -0,39 para cada subbacia simulada, indicando insuficiência do modelo em todas as subbacias.

Outros autores utilizaram outros modelos para a simulação de bacias hidrográficas com a inclusão de estradas não pavimentadas.

Antonangelo e Fenner (2005) aplicaram a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) a partir do Sistema de Informações Geográficas GRASS. Verificou-se que no caso das estradas não pavimentadas, o fator da equação que apresentou maior sensibilidade foi o fator topográfico, que considera o comprimento e a declividade da rampa. Segundo o autor, o sistema utilizado se apresentou como uma solução eficaz e barata para a tomada de decisão quanto ao manejo de estradas não pavimentadas. Por outro lado, o modelo utiliza índices simplificados que podem superestimar os valores simulados.

Doten *et al.* (2006) aplicou o modelo DHSVM (*Distributed Hydrology Soil Vegetation Model*) na modelagem de estradas não pavimentadas em uma bacia hidrográfica de clima temperado, verificando os efeitos da redução da densidade de estradas não pavimentadas sobre o transporte de sedimentos da bacia. Segundo os autores, foram observadas pequenas variações espaciais sobre a produção de sedimentos da bacia, principalmente pela produção por movimento de massa (desmoronamentos). Os autores indicam que este resultado está diretamente ligado ao tamanho do *pixel* modelado e à representatividade precária da bacia através do modelo digital de terreno.

Corrêa *et al.* (2007) aplicou a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) em estradas não pavimentadas, comparando os resultados com dados medidos. Segundo os autores, a equação utilizada apresentou alta correlação em praticamente todas as simulações. Observaram, ainda, que o fator topográfico (LS) somado ao fator de erodibilidade do solo (K) foi decisivo no que se refere ao volume de sedimentos provenientes das estradas não pavimentadas modeladas.

## 4 Metodologia

### 4.1 Área de estudo

Foi escolhida como área de estudo a subbacia hidrográfica do rio Perdido, localizada na bacia hidrográfica do rio Santa Maria do Rio Doce no município de Santa Teresa, na região serrana do Espírito Santo (Figura 1). O rio Perdido é um afluente direto do rio Santa Maria do Rio Doce, ou seja, ele deságua diretamente neste último. A escolha desta bacia se deu no contexto da realização de um monitoramento de estradas não pavimentadas realizado anteriormente por D'ÁVILA (2013), cujos dados produzidos e a infraestrutura de monitoramento instalada foram utilizados para o desenvolvimento da presente dissertação.

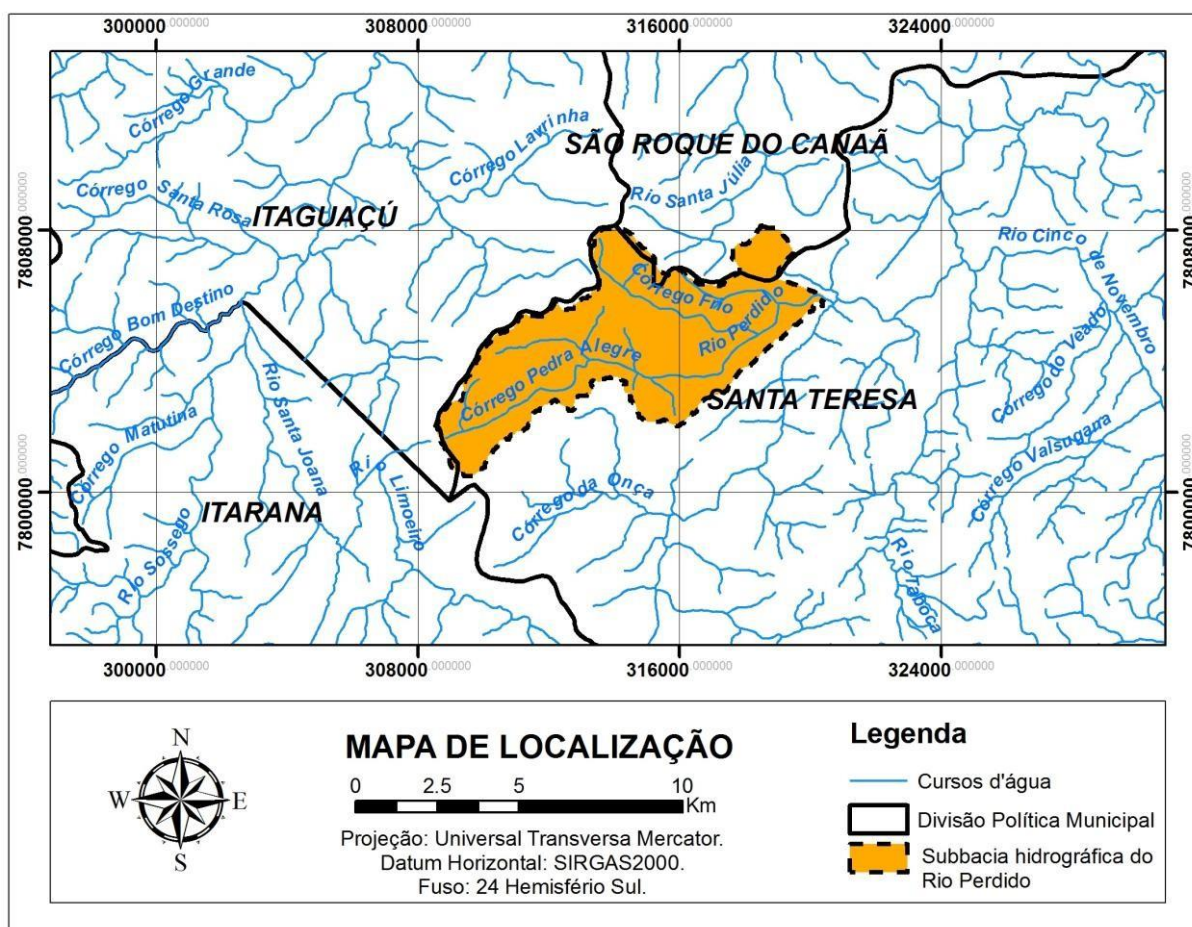


Figura 1 – Mapa de localização da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

A subbacia do rio Perdido possui 39,21 km<sup>2</sup> de área com coordenadas médias na latitude 19° 50' 38,78" e longitude 40° 44' 14,75". A subbacia hidrográfica do rio Perdido é uma bacia rural, onde o principal cultivo é o café. Seu relevo varia entre forte ondulado e montanhoso, atingindo declividades maiores que 45° em muitas encostas.

É muito comum a ocorrência de afloramentos rochosos da Suíte Intrusiva Aimorés com granitos de coloração verde escura. As rochas desta suíte denotam, macroscopicamente, uma coloração verde-acizentada, granulação grossa e estrutura maciça (RADAMBRASIL, 1987).

Do ponto de vista geomorfológico, a região está inserida no domínio morfoestrutural das Faixas de Dobramentos Remobilizados; na região do Planalto da Mantiqueira Setentrional; e na unidade geomorfológica dos Patamares Escalonados do Sul Capixaba (RADAMBRASIL, 1987).

As Faixas de Dobramentos Remobilizados englobam áreas de relevo predominantemente montanhoso, com altitudes variadas atingindo até 1.500 m, distribuindo-se de forma irregular e descontínua próximo à costa e margens do Rio Doce. As influências estruturais refletem-se nos grandes alinhamentos de cristas, de vales muito profundos e de escarpas adaptadas a falhas conforme direções N-NE e E-SE. Faz parte desse domínio a região do Planalto da Mantiqueira Setentrional (RADAMBRASIL, 1987).

A região do Planalto da Mantiqueira Setentrional possui aspecto montanhoso fortemente dissecado, incluindo altitudes variadas dispostas geralmente em níveis altimétricos relacionados com as fases de dissecação comandadas pelos rios, adaptadas às fraquezas litológicas e estruturais. A rede de drenagem integra a bacia do Rio Doce, demonstrando um padrão subdendritico marcado por angulosidades, encachoeiramentos e inflexões bruscas dos canais. As unidades Patamares Escalonados do Sul Capixaba e Maciços do Caparaó fazem parte dessa região (RADAMBRASIL, 1987).

A unidade dos Patamares Escalonados do Sul Capixaba distingue-se das demais áreas da região do Planalto da Mantiqueira Setentrional por ressaltar níveis de dissecação escalonados, formando patamares, delimitados por frentes escarpadas adaptadas a falhas voltadas para noroeste e com caimento topográfico para sudeste, sugerindo blocos basculhados para leste. Esses blocos são representados por elevações serranas que atingem altitudes em torno de 800 e 1.000 metros (RADAMBRASIL, 1987).

O solo predominante na área de estudo é o Latossolo Vermelho-Amarelo, sendo que a coloração do mesmo é causada pelo amplo predomínio de goethita em relação à hematita. Este solo, em termos médios, apresenta teores de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  entre 7 e 11% quando de textura argilosa ou muito argilosa (EMBRAPA-SNLCS, 1988 *apud* KER, 1997) ou com relação  $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{Fe}_2\text{O}_3 > 3,14$  quando de textura média (BENNENA & CAMARGO, 1964 *apud* KER, 1997).

É muito comum a ocorrência de solos Litólicos próximos ou no topo de afloramentos rochosos, que compreendem solos minerais, não hidromórficos, pouco desenvolvidos que apresentam sequencia de horizonte A, C e R ou A e R, podendo ocorrer em alguns perfis início de formação de um horizonte B incipiente. O horizonte A possui textura média ou argilosa e estrutura fraca ou moderadamente desenvolvida em blocos, granular ou às vezes em grãos simples (RADAMBRASIL, 1987).

Na porção inferior da bacia, já próximo à sua foz no rio Santa Maria da Vitória, é possível encontrar ocorrências de solos Aluviais, que compreendem solos minerais, pouco evoluídos, profundos, com sequência de horizonte A e C ou horizonte A sobre camadas estratificadas sem relação pedogenética entre si. São desenvolvidos a partir de sedimentos aluviais argilo-arenosos do Quaternário. Possuem características muito variáveis, dependendo da natureza e forma de distribuição dos sedimentos originários (RADAMBRASIL, 1987).

## 4.2 Coleta de dados e informações

Nesta seção, são descritos os métodos utilizados para a obtenção de dados e informações necessárias para a simulação e calibração do modelo SWAT.

### 4.2.1 Mapeamento temático

A subbacia hidrográfica do rio Perdido foi mapeada em seus atributos físicos a fim de alimentar o modelo matemático, produzindo os mapas de Uso e Ocupação do Solo, Pedológico, de Rede de Estradas, Clinográfico e Hidrográfico. O mapa de Uso e Ocupação do Solo foi elaborado com base no mapeamento realizado por Pereira *et al.* (2010) da bacia hidrográfica do rio Santa Maria do Doce. Para o presente estudo, que englobou somente a subbacia hidrográfica do rio Perdido, foi realizado o refinamento do mapeamento com base na análise das imagens produzidas pelo Ortofotomosaico do IEMA (IEMA, 2007), sendo o mesmo apresentado na Figura 2.

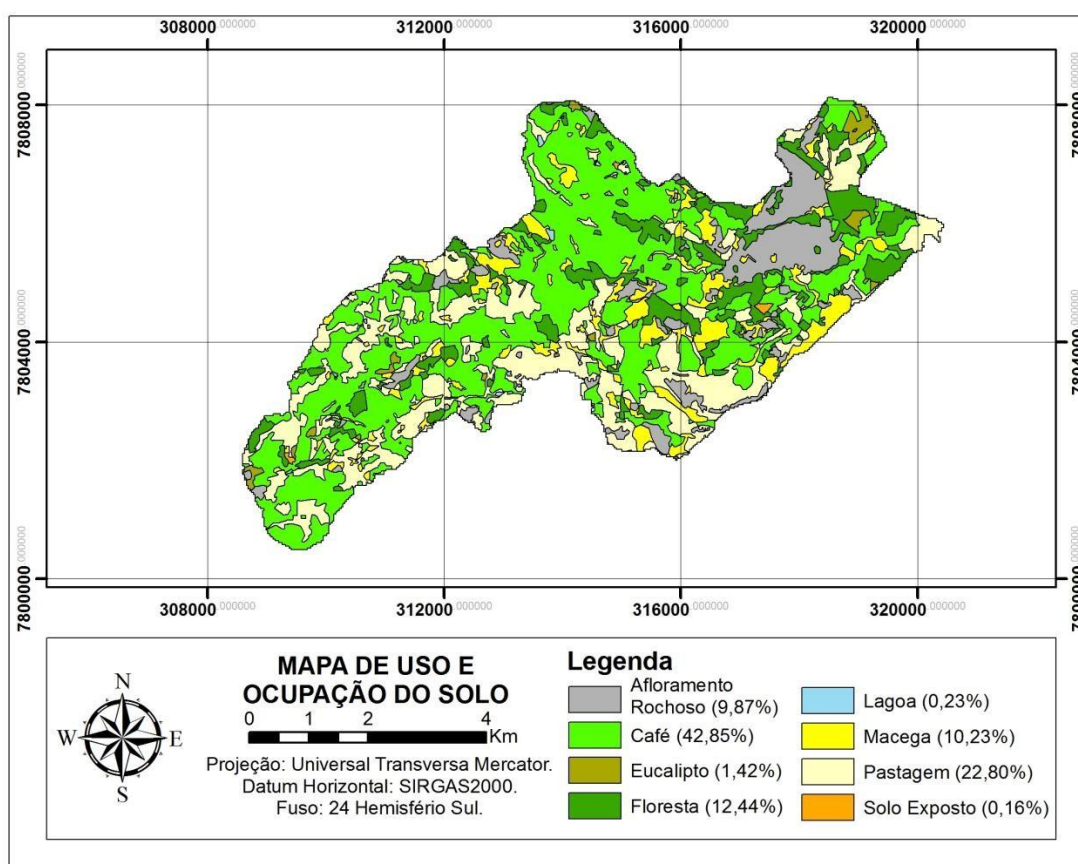


Figura 2 – Mapa de Uso e Ocupação do Solo da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

O mapa Pedológico foi elaborado com base em mapeamentos realizados anteriormente. A região foi contemplada em dois estudos pedológicos oficiais, os quais resultaram nas cartas de solos em escala 1:400.000 (EMBRAPA-SNLCS, 1978) e 1:1.000.000 (RADAMBRASIL, 1983). Este último foi tomado como base cartográfica para este estudo por ser um trabalho mais recente e por ter sido elaborado em escala de 1:250.000 (depois impresso em 1:1.000.000), mais preciso, portanto, que o de escala 1:400.000. Além disso, suas informações se ajustam melhor às obtidas durante as visitas de campo. Desta forma, a partir do mapeamento realizado por RADAMBRASIL (1987), foram identificados e mapeados os tipos de solos existentes dentro da subbacia hidrográfica do rio Perdido, a partir de visitas de campo, observando os perfis de solo em taludes existentes, e com base em imagens aéreas do Ortofotomosaico do IEMA (IEMA, 2007). O Mapa Pedológico é apresentado na Figura 3.

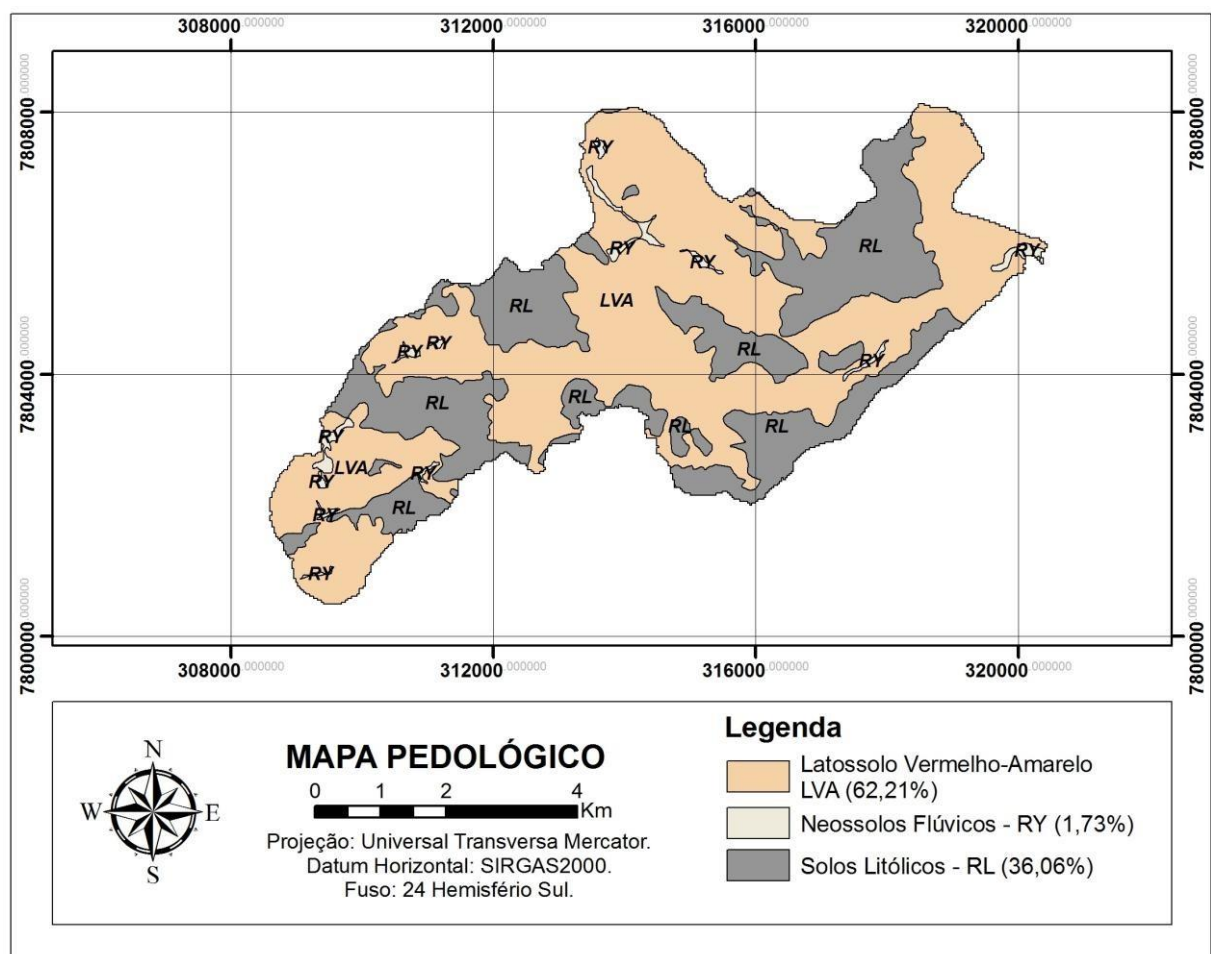


Figura 3 – Mapa Pedológico da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.



O mapa de Rede de Estradas foi elaborado com base nas imagens do Ortofotomosaico do IEMA (IEMA, 2007), sendo as mesmas vetorizadas manualmente a partir da interpretação das imagens (Figura 4). A área de estudo possui 306,82 km de estradas não pavimentadas, com uma densidade de 8,47 km/km<sup>2</sup>. A área total da superfície das estradas totaliza 3,99 km<sup>2</sup>, o que representa 10,2% da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

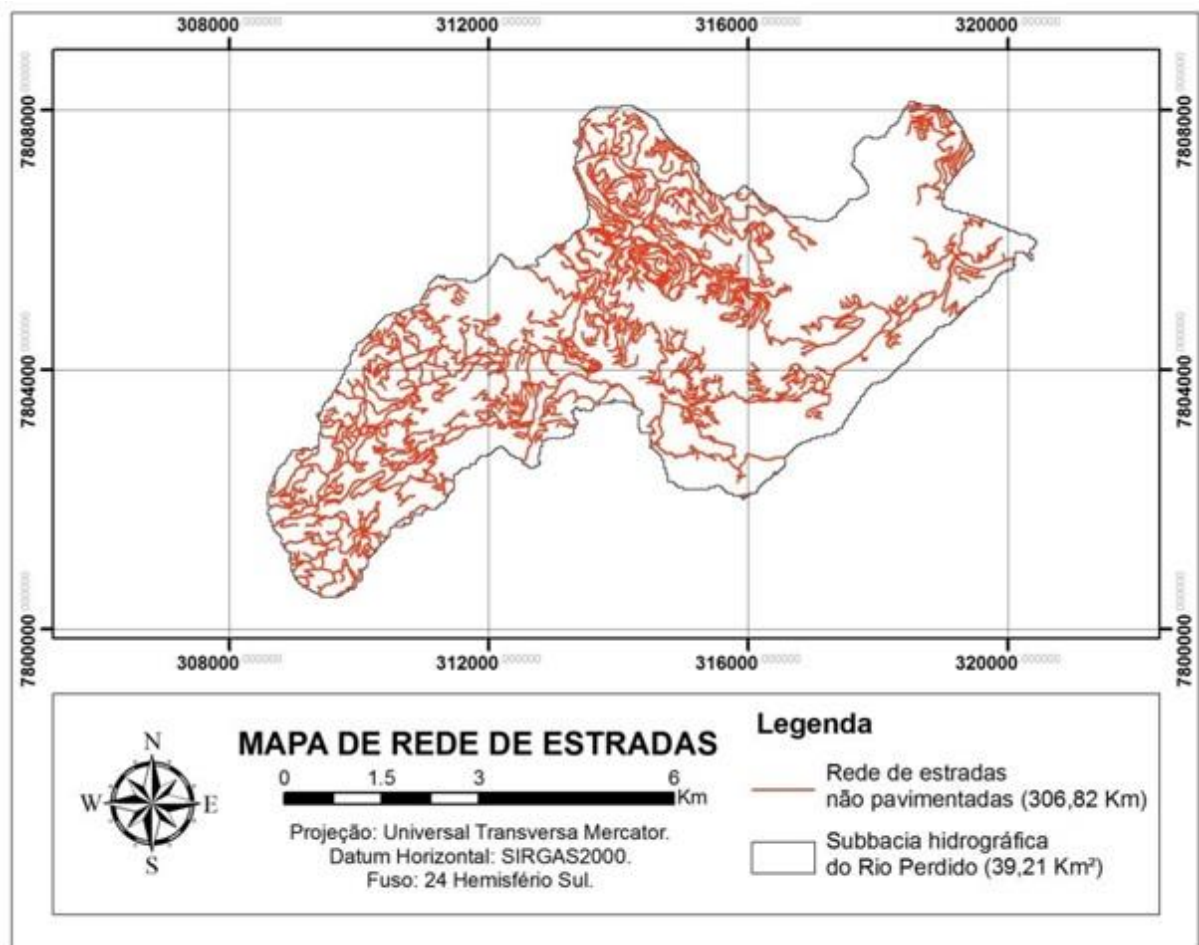


Figura 4 – Mapa da Rede de Estradas da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

O mapa Clinográfico foi elaborado com base no Modelo Digital de Terreno do sensor ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*) administrado pelas agências espaciais Americana e Japonesa. O produto deste sensor produz um MDT com resolução espacial de 30 metros (Figura 5).

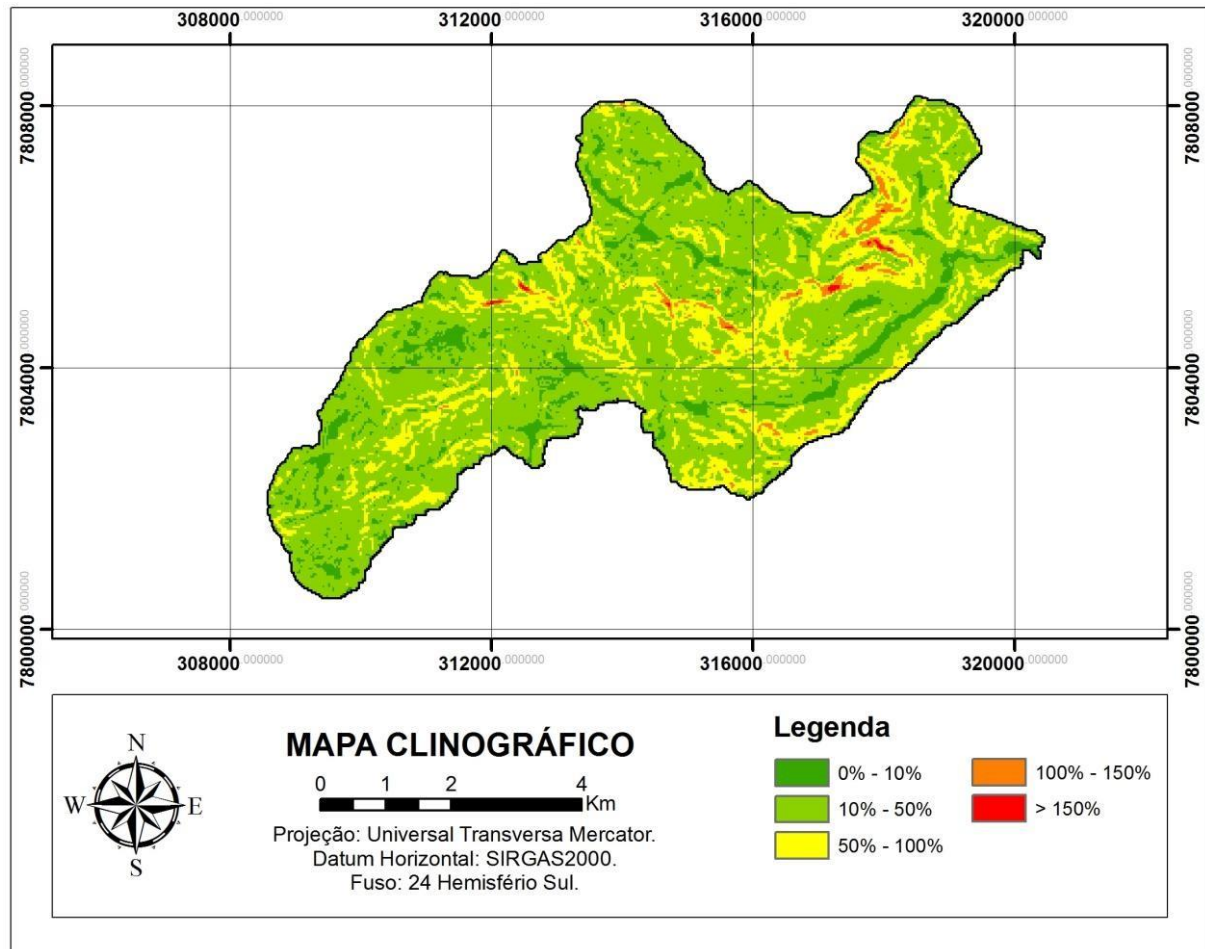


Figura 5 – Mapa Clinográfico da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

É comum que os produtos de MDTs possuam depressões, fruto da resolução espacial de aquisição e de processamento. Isso ocorre, por exemplo, a jusante de uma grande planície de inundação, onde o sensor obtém cotas em diversos pixels com certa resolução espacial ao longo desta planície. Se a jusante desta planície o relevo se tornar mais estreito, por exemplo, com um padrão dendrítico, é possível que um pixel inclua o canal de drenagem bem como as cotas mais altas dos morros além de suas margens. Desta forma, o dado obtido no relevo mais estreito poderá originar um pixel com cota mais elevada do que os pixels obtidos na planície a montante.

A fim de produzir um MDT hidrológicamente consistente, foi realizado o processamento do MDT ASTER original para garantir que o mesmo representasse o mais fiel possível a rede de drenagem natural da bacia hidrográfica. Desta forma, foi utilizada a ferramenta “*Fill Sink*” do ArcGIS© que preenche depressões que não representam o relevo da bacia hidrográfica, conforme ilustrado pela Figura 6.

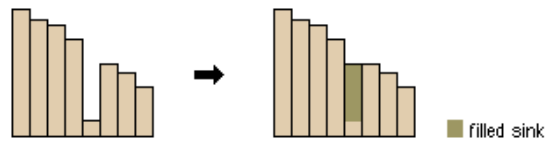


Figura 6 – Representação gráfica do funcionamento da ferramenta “Fill Sink” do ArcGIS®.

O mapa Hidrográfico foi realizado com base no cálculo de escoamento superficial do próprio modelo SWAT, a partir do MDT processado e da definição da área mínima para a formação de cursos d'água. A área definida para a formação de cursos d'água foi 20 hectares. Este valor foi validado pela identificação de cursos d'água nas imagens do Ortofotomosaico do IEMA (IEMA, 2007). O Mapa Hidrográfico é apresentado na Figura 7.

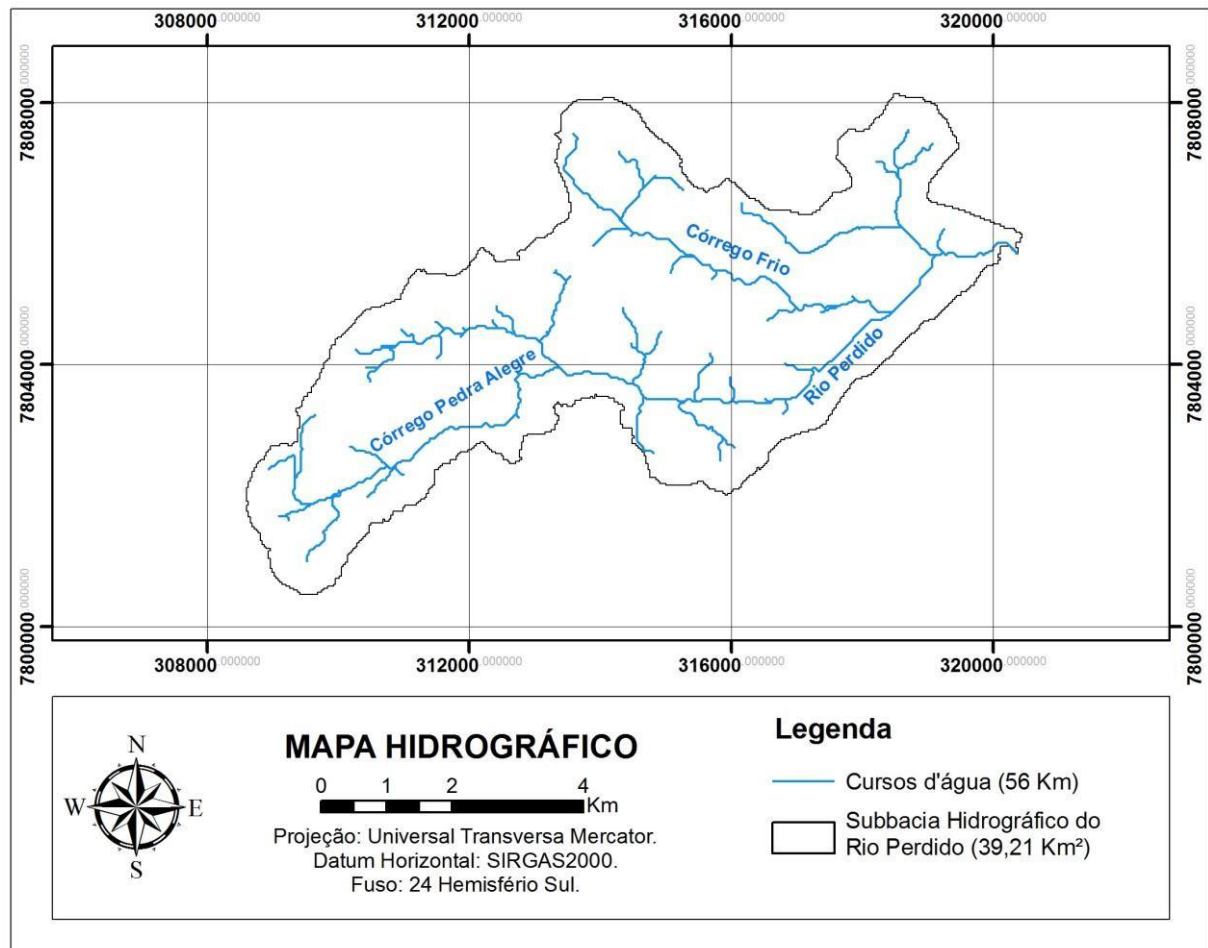


Figura 7 – Mapa Hidrográfico da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

Todo o processamento e armazenamento de informações geográficas produzidas nesta etapa foram realizados na plataforma do Sistema de Informações Geográficas ArcGIS©.

#### 4.2.2 Monitoramento ambiental

Para atingir os objetivos propostos nesta pesquisa, foi realizado o monitoramento ambiental da subbacia hidrográfica do Rio Perdido para a alimentação e calibração do modelo *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT. O monitoramento teve início em 05/01/2013 e término em 31/12/2013.

O monitoramento ambiental compreendeu o monitoramento pluviográfico, monitoramento hidrossedimentológico e o monitoramento de estradas não pavimentadas. A Figura 8 e a Tabela 1 apresentam a localização das estações de monitoramento ambiental na subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

Tabela 1 – Coordenadas UTM das estações de monitoramento ambiental da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

Tipo de Estação	Coordenadas UTM – SIRGAS 2000 – Fuso 24S	
	X (metros)	Y (metros)
Monitoramento Pluviográfico	312.343	7.803.264
Monitoramento Hidrossedimentológico	319.181	7.805.734
Monitoramento de estradas	312.190	7.803.750

Para a escolha da estação de monitoramento hidrossedimentológico, foram observados os requisitos descritos por Carvalho (2008): trecho reto, com margens altas e declividades moderadas, leito firme e uniforme, buscando uniformidade no escoamento e na distribuição de velocidades da seção transversal. A seção escolhida é localizada imediatamente a montante de uma Ponte sobre o Rio Perdido (Figura 9).

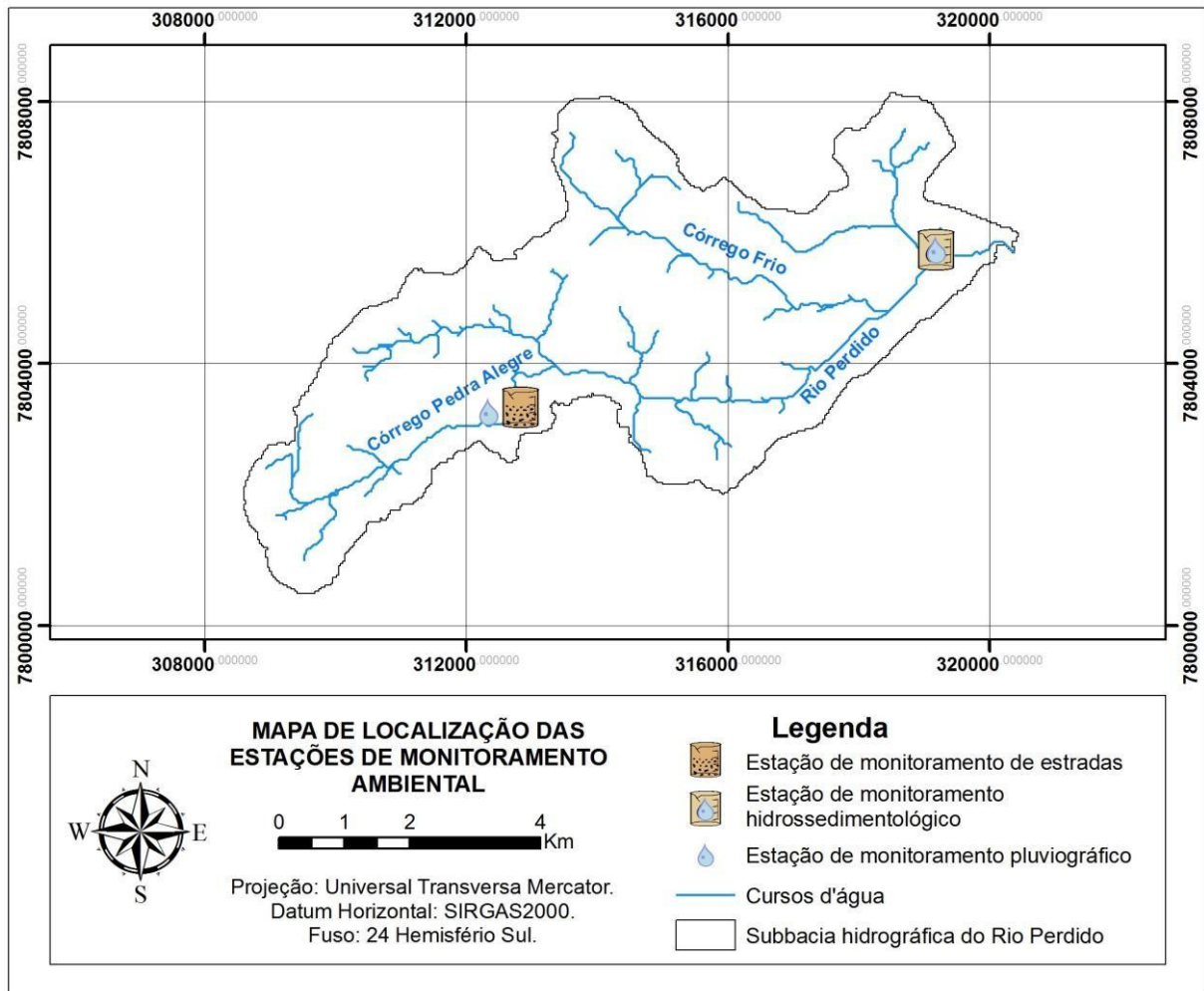


Figura 8 – Mapa de localização das estações de monitoramento ambiental da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

Foram instalados na estação de monitoramento hidrossedimentológico réguas limnimétricas (Figura 10) e um limnógrafo de pressão para a medição das alturas d'água (Figura 11 e Figura 12). As réguas foram instaladas de modo a aproveitar a estrutura da cabeceira da ponte, tomando o devido cuidado para garantir o prumo das réguas. As leituras das réguas limnimétricas foram realizadas duas vezes ao dia, às 07:00 horas e às 17:00 horas. Além da leitura das réguas, nestes mesmos horários e, diariamente, foram coletadas amostras de água superficial para a análise de Sólidos Totais.





Figura 9 - Seção escolhida para o monitoramento hidrossedimentológico.



Figura 10 – Régua limnimétrica já instaladas.

A descarga líquida foi medida com o uso de um molinete fluviométrico e uma baliza métrica, de modo a medir a velocidade e as profundidades, respectivamente, ao longo da seção de monitoramento (Figura 13). O cálculo da descarga líquida foi efetuado a partir da multiplicação da velocidade e da área de seção de monitoramento. Com a descarga líquida de diversas datas e níveis d'água, foi elaborada a curva-chave da relação vazão e nível d'água, a fim de transformar os dados de nível d'água monitorados em dados de vazão diários.



Figura 11 – Instalação para acomodação do limnígrafo de pressão.

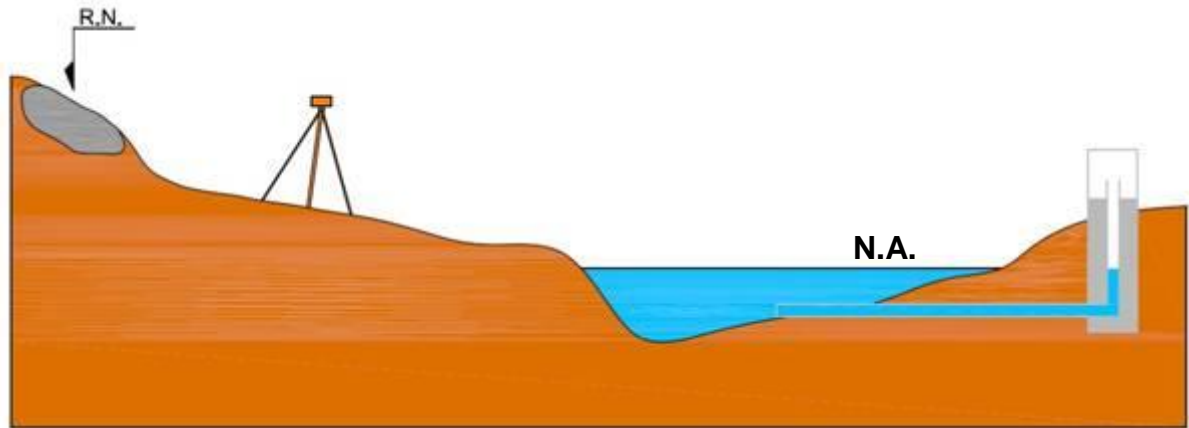


Figura 12 – Croqui da instalação para acomodação do limnógrafo de pressão.

A descarga sólida, por sua vez, foi medida com amostrador de sedimento por integração vertical, do tipo US-DH-48 (Figura 14). As amostras obtidas para a medição da descarga sólida foram encaminhadas ao laboratório para proceder com as análises das amostras coletadas. Todas as análises laboratoriais foram realizadas pelo Laboratório de Hidráulica e Monitoramento Ambiental (LABHIDRO/UFES).



Figura 13 – Medição da descarga líquida.

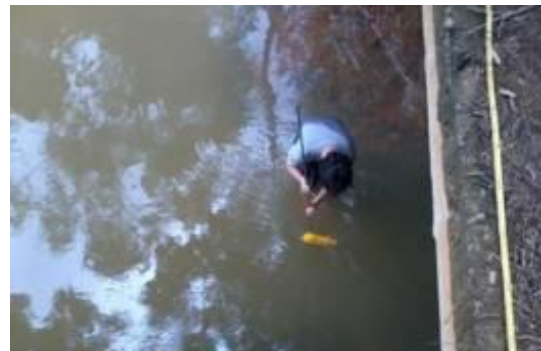


Figura 14 – Coleta de amostras com amostrador de integração vertical.

A concentração de sólidos suspensos de cada amostra contendo um volume conhecido ( $V_a$ ) foi determinada através de filtração. O filtro de peso inicial ( $P_{fi}$ ) previamente conhecido, utilizado para reter os sedimentos em suspensão, foi secado em estufa e, em seguida, foi novamente pesado ( $P_{ff}$ ). A diferença entre  $P_{ff}$  e  $P_{fi}$  corresponde ao peso do sedimento em suspensão ( $P_{ss}$ ) e a concentração ( $C_s$ ) foi obtida pela divisão do peso do sedimento em suspensão pelo volume da amostra (CARVALHO *et al.*, 2000).

Após a filtragem, realizada para reter os sedimentos que estavam em suspensão, a amostra, ou parte desta, contendo água, sais e sólidos dissolvidos, foi colocada em recipiente adequado para posteriormente ser levado à estufa. Antes de a amostra ser submetida à evaporação, foi realizada a quantificação de sais solúveis, caso contrário, estes sais serão erroneamente contabilizados como sólidos dissolvidos (CARVALHO *et al.*, 2000). Por fim, a descarga sólida é calculada pela multiplicação da descarga líquida e a concentração de sólidos suspensos na seção.

Para o monitoramento pluviográfico, foram instalados dois pluviógrafos para garantir que o monitoramento fosse ininterrupto (Figura 15). O monitoramento de estradas, por sua vez, foi realizado de acordo com as diretrizes traçadas por D'Ávila (2013) a partir da delimitação de uma parcela de estrada, drenando a contribuição da paisagem a montante da mesma, a fim de coletar amostras representativas somente da parcela de interesse.

A coleta de amostras foi realizada por um medidor de fluxo projetado para a parcela em estudo (Figura 16). O projeto da parcela de monitoramento e do medidor de fluxo utilizado na presente pesquisa é de autoria de D'Ávila (2013).



Figura 15 – Estação de monitoramento pluviográfico.



Figura 16 – Estação de monitoramento de estradas não pavimentadas.

Para o presente trabalho, foi realizada a medição do fluxo de água produzida pelo escoamento superficial da estrada não pavimentada somente até o mês de março, por problema operacionais. Entre março e dezembro, somente foram coletadas as amostras de água para a análise da concentração de sólidos suspensos totais na



drenagem superficial da parcela da estrada não pavimentada. Desta forma, para fins de comparação com os dados modelados, foram utilizados os dados monitorados entre janeiro e março.

A coleta das amostras de água foram realizadas através de uma fenda em um cano de PVC, sendo conduzida por uma tubulação até recipientes para armazenamento temporário das amostras do escoamento superficial (BLACK; LUCE, 2007 *apud* D'ÁVILA, 2013).

Segundo D'Ávila (2013), o monitoramento deve ser realizado dentro das seguintes condições:

- I. Escoamento superficial produzido unicamente pela chuva incidente dentro do trecho de estrada monitorado; não houve contribuição de subsuperfície; não houve contribuição das áreas adjacentes.
- II. Sedimentos transportados pelo escoamento superficial gerados no interior da parcela experimental, através do processo erosivo ocorrido nas seguintes partes da estrada: elevação lateral, pista de rolamento, vala de pé, talude e pequena parcela da vertente localizada acima do talude.

#### **4.3 Modelagem Matemática com o SWAT**

No presente estudo, o SWAT foi modelado em dois cenários: o Cenário 1 foi modelado sem a inclusão de estradas não pavimentadas na paisagem, ou seja, as estradas não foram contabilizadas no mapa de uso e ocupação do solo; o Cenário 2, por sua vez, foi modelado com a inclusão de estradas não pavimentadas na paisagem, ou seja, as estradas foram contabilizadas no mapa de uso e ocupação do solo.

O modelo SWAT possui uma estrutura lógica que conduz o usuário, a seguir, às seguintes etapas de trabalho:

- a. delineamento da bacia hidrográfica a ser estudada (Figura 17);
- b. definição e sistematização de sub-bacias (Figura 17);

- c. alimentação de parâmetros climatológicos;
- d. alimentação de parâmetros físico-químicos dos tipos de solo;
- e. alimentação de parâmetros físico-químicos e biológicos de uso e ocupação do solo;
- f. entrada do mapa de solos (Figura 18a);
- g. entrada do mapa de uso e ocupação do solo (Figura 18b);
- h. definição das Unidades de Resposta Hidrológica – URH (Figura 18c);
- i. simulação;
- j. calibração;
- k. simulação do modelo calibrado.

O delineamento da bacia hidrográfica é feito a partir do modelo digital de terreno da bacia hidrográfica, que deve ser fornecido ao modelo no formato GRID. Conforme informado anteriormente, foram utilizados os dados MDT ASTER hidrologicamente consistido com resolução espacial de 30 metros. Nesta etapa, ainda são definidos os canais de concentração de fluxo e seus respectivos exutórios em função da topografia e da regulação da área mínima de drenagem para a formação de cursos d'água.

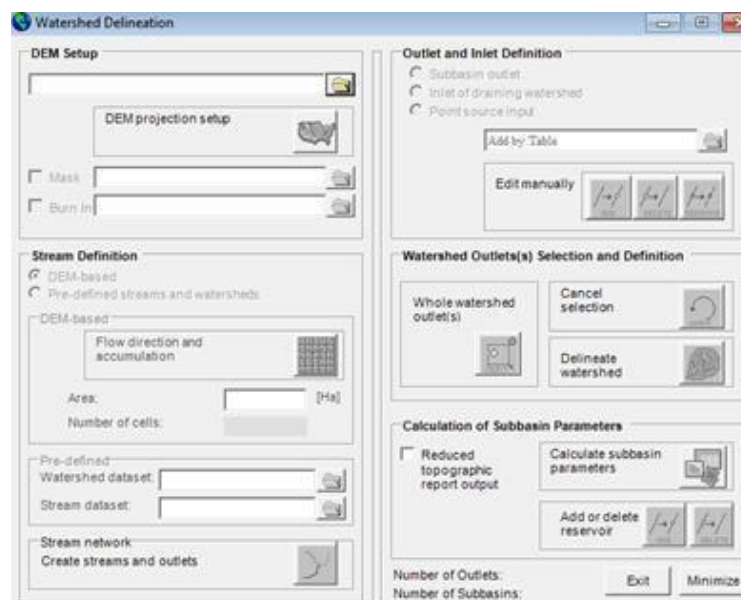


Figura 17 - Módulo “Watershed Delineation” do modelo SWAT.

Após a delimitação das subbacias do projeto, deve-se atualizar o banco de dados do modelo para inserir informações inerentes à área de estudo, no que tange aos dados climatológicos, dados de solo e de uso e ocupação do solo.

O modelo SWAT requer cinco tipos de dados climatológicos que são a precipitação, a temperatura, a umidade relativa do ar, a radiação solar e a velocidade do vento.

Os dados de precipitação foram obtidos a partir do monitoramento pluviográfico realizado dentro da subbacia hidrográfica do Rio Perdido, conforme detalhado no item anterior.

Os dados de temperatura, umidade relativa do ar, radiação solar e velocidade do vento foram obtidos da estação climatológica São João de Petrópolis, operada pelo INCAPER e localizada nas coordenadas 19,47°S / 40,68°W em altitude de 150 m. Esta estação está localizada a aproximadamente 12 km de distância do centróide da subbacia hidrográfica do Rio Perdido. Também foram utilizados os dados de precipitação desta estação climatológica para o preenchimento de falhas da estação pluviográfica instalada no interior da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

Os parâmetros pedológicos foram adaptados de Mercuri *et al.* (2009), considerando que o Latossolo Vermelho-Amarelo como do Grupo Hidrológico A; o Neossolo Litólico como do Grupo Hidrológico B e; o Neossolo Flúvico como do Grupo Hidrológico D.

Como o modelo SWAT não possui um módulo específico para a simulação de estradas não pavimentadas, estas foram implementadas através do mapa de uso e ocupação do solo. Como o modelo exige a mesma resolução espacial para todos os mapas de entrada, o mapa de uso e ocupação do solo apresentou resolução espacial de 30 m o que dificultou a representação das estradas não pavimentadas, visto que a largura das estradas não pavimentadas variou entre 8 m e 14 m, considerando-se nas seções os taludes, a drenagem interna e a pista de rolamento. Para contornar esta situação foram excluídos *pixels* de cada subbacia até obter as áreas reais ocupadas pelas estradas não pavimentadas. Além disso, o modelo SWAT não possui em seu banco de dados um uso de solo que represente estradas não pavimentadas. Por este motivo, foi criado um novo uso do solo para as estradas não pavimentadas no banco de dados do modelo com as seguintes características: solo continuamente sem cobertura; CN igual a 91 (RIEDEL e VOSE, 2002).

Após a atualização do banco de dados do modelo, é necessário proceder para a análise das Unidades de Resposta Hidrológica (*Hydrologic Response Units – HRU*). Este processo se dá pelo cruzamento de três mapas: mapa pedológico, mapa de uso e ocupação do solo e mapa clinográfico. As HRU's são unidades de área em que coincidem os mesmos tipos de solo, uso do solo e declividade (Figura 18).

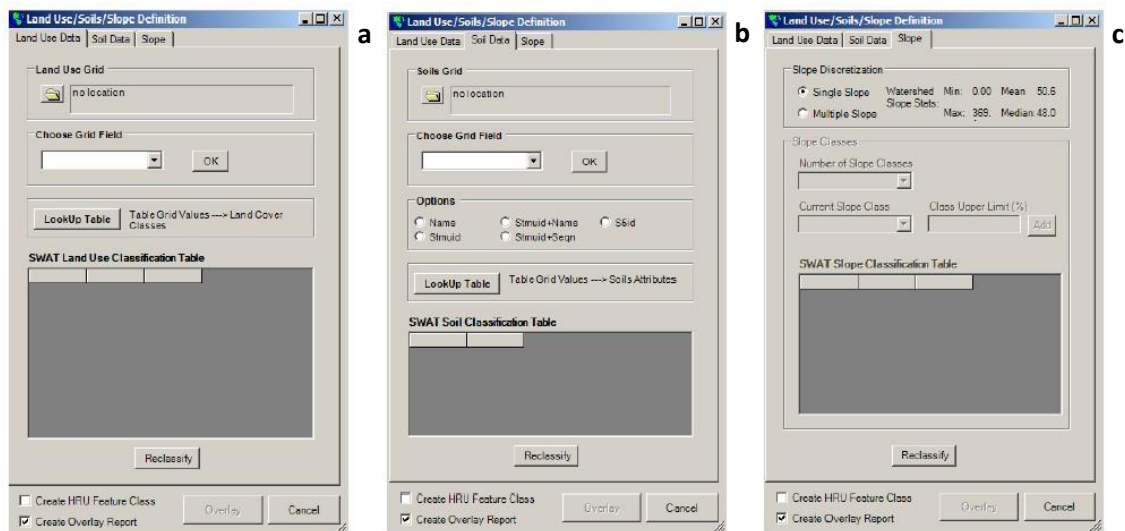


Figura 18 – Módulo para a análise de HRUs do modelo SWAT.

Com a análise das HRU's concluída, o modelo carrega os dados fornecidos pelo usuário do modelo, criando um banco de dados no formato .mdb do Microsoft Access. Nesta etapa, qualquer dado requerido pelo modelo que não é informado pelo usuário é definido pelo valor *default* de cada parâmetro (NEITSCH *et al.*, 2012).

#### 4.4 Análise de sensibilidade e calibração do modelo

A análise de sensibilidade e a calibração do modelo foi realizada com a utilização do software SWAT-CUP (*Calibration and Uncertainty Programs*) desenvolvido por Abbaspour e Srinivasan (2011), através do método SUFI2.

Para identificar os melhores parâmetros para a calibração, foi realizada a análise de sensibilidade de todos os parâmetros relacionados à hidrologia e à sedimentologia do modelo. Como o SWAT-CUP analisa somente 24 parâmetros por vez, o processo de análise da sensibilidade foi repetido para os diversos parâmetros.

A calibração do modelo SWAT, por sua vez, se baseia na ideia de utilizar parâmetros desconhecidos para aproximar as variáveis simuladas às mesmas variáveis, que também foram medidas em campo (NEITSCH *et al.*, 2005).

O modelo foi calibrado hidrológicamente e sedimentologicamente de modo simultâneo sendo realizadas um total de 1.500 simulações para cada cenário durante a calibração.

A calibração hidrológica foi realizada em escala diária, observando, além dos valores medidos e simulados, a posição, no tempo, dos picos de vazão no canal (NEITSCH *et al.*, 2005). Foram calibrados parâmetros relacionados à infiltração, movimento de água no subsolo, “lag” do escoamento superficial e coeficiente de correção do pico da vazão (Tabela 2).

Na calibração do sedimento, foram utilizados os dados medidos na estação hidrossedimentológica do Rio Perdido, calibrando parâmetros e coeficientes para correção do pico da descarga sólida, erodibilidade do solo, dentre outros (Tabela 2).

Tabela 2 – Parâmetros calibrados pelo SWAT-CUP.

Parâmetro	Descrição	Tipo de Calibração	
		Hidrológica	Sedimentológica
<b>SOL_K().sol</b>	Condutividade hidráulica saturada (mm/h)	X	
<b>CH_K2.rte</b>	Condutividade hidráulica efetiva do canal (mm/h)	X	X
<b>ALPHA_BF.gw</b>	Constante de recessão do escoamento de base (dias)	X	
<b>ALPHA_BNK.rte</b>	Constante de recessão para o armazenamento de água na margem (dias)	X	

Tabela 2 (Continuação) - Parâmetros calibrados pelo SWAT-CUP.

Parâmetro	Descrição	Tipo de Calibração	
		Hidrológica	Sedimentológica
<b>ADJ_PKR.bsn</b>	Fator de ajustamento do pico da descarga sólida nas subbacias/canais tributários		X
<b>EROS_SPL.bsn</b>	Coefficiente de espalhamento de sedimento pela chuva		X

Parâmetro	Descrição	Tipo de Calibração	
		Hidrológica	Sedimentológica
<b>CH_D50.bsn</b>	Diâmetro médio de partículas de sedimento no leito do canal (mm)		X
<b>SIG_G.bsn</b>	Desvio padrão geométrico do tamanho das partículas de sedimento		X
<b>CH_BED_KD.rte</b>	Erodibilidade do leito do canal pelo “ <i>Jet Test</i> ” (cm <sup>3</sup> /N-s)		X
<b>CN2.mgt</b>	Número da curva na condição II de umidade	X	X
<b>SLSUBBSN.hru</b>	Comprimento médio da encosta da bacia (m)	X	X
<b>USLE_K().sol</b>	Fator de erodibilidade do solo		X
<b>CH_COV2.rte</b>	Fator de cobertura do canal		X
<b>SPEXP.bsn</b>	Parâmetro exponencial para o cálculo da reentrada de sedimento no canal		X
<b>CH_N2.rte</b>	Coefficiente de Manning para o canal	X	
<b>CH_COV1.rte</b>	Fator erodibilidade do canal		X
<b>GW_DELAY.gw</b>	Atraso da água subterrânea (dias)	X	
<b>SOL_AWC().sol</b>	Capacidade de água disponível no solo (mm/mm)	X	

#### 4.5 Avaliação do modelo

Os resultados produzidos nos dois cenários estudados foram avaliados em função do Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe (NS), coeficiente de determinação ( $R^2$ ), erro padrão médio normalizado pelo desvio padrão (RSR) e percentual de tendência (PBIAS), conforme detalhado na revisão bibliográfica. Além destes, também foram avaliadas as médias e o desvio padrão dos dados medidos e dos dados simulados.

Os valores destes coeficientes foram calculados para os cenários 1 e 2, a fim de avaliar o desempenho da calibração do modelo SWAT na simulação de estradas não pavimentadas na bacia hidrográfica do Rio Perdido.

Não foi possível validar o modelo, devido ao curto espaço temporal do monitoramento realizado (somente 1 ano), sendo que para a validação do modelo são necessários dados de monitoramento além daqueles utilizados para a calibração.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Resultados do monitoramento ambiental

A seguir são apresentados os resultados do monitoramento pluviográfico, hidrossedimentológico e de estradas não pavimentadas.

#### 5.1.1 Monitoramento pluviográfico

A Figura 19 apresenta a série de monitoramento da estação pluviográfica da bacia do Rio Perdido, realizado nas coordenadas UTM 24K 312.343 / 7.803.264. A seta vermelha inidca uma falha no monitoramento entre 29/05/2013 e 07/06/2013. Na ocasião do monitoramento, foi verificado com os moradores da região se houve a ocorrência de chuva neste período, sendo informado que não houve chuva.

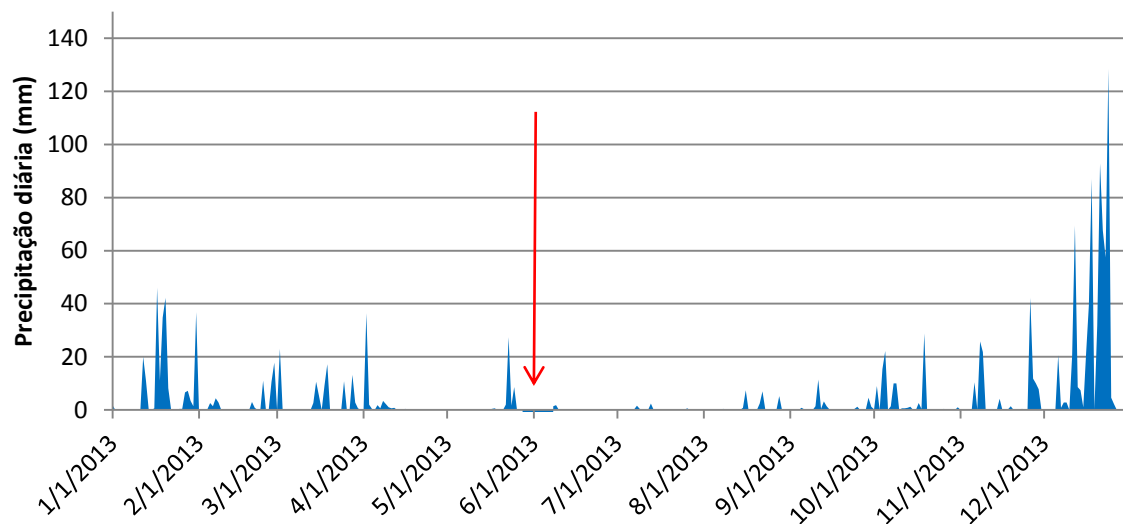


Figura 19 – Série da estação pluviográfica localizada dentro da bacia do Rio Perdido. Seta vermelha indicando período de falha da série de dados entre 29/05/2013 e 07/06/2013.

A maior precipitação da série ocorreu em 24/12/2013, registrando um acumulado diário de 128 mm. Nos dias anteriores à este também foram registradas altos índices pluviométricos com um acumulado de 382,6 mm entre 20/12/2013 e 24/12/2013.

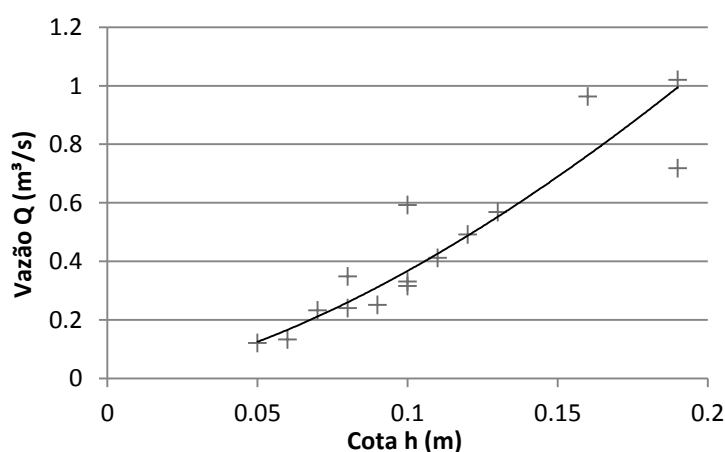


### 5.1.2 Monitoramento hidrossedimentológico

Para o monitoramento hidrossedimentológico, foram realizadas 15 campanhas de medição da descarga líquida, entre 02/02/2013 e 28/03/2014, medidas na estação localizada na coordenada UTM 24K 319.181 / 7.805.734. A Tabela 3 apresenta os resultados das campanhas de medição da descarga líquida na estação de monitoramento hidrossedimentológico. A Figura 20, por sua vez, apresenta a curva-chave da relação cota-vazão para a estação hidrossedimentológica monitorada.

Tabela 3 – Resultados das campanhas de medição da descarga líquida.

Data	Cota (m)	Vazão (m³/s)
02/02/2013	0,19	0,72
03/03/2013	0,10	0,59
02/02/2014	0,11	0,41
08/02/2014	0,08	0,35
14/02/2014	0,07	0,23
19/02/2014	0,16	0,96
20/02/2014	0,13	0,57
21/02/2014	0,19	1,02
24/02/2014	0,12	0,49
27/02/2014	0,10	0,33
07/03/2014	0,08	0,24
16/03/2014	0,06	0,13
24/03/2014	0,05	0,12
26/03/2014	0,10	0,31
28/03/2014	0,09	0,25



$$Q = 13,073h^{1,5509}$$

$$R^2 = 0,8913$$

Figura 20 – Curva-chave da relação cota-vazão na estação de monitoramento hidrossedimentológica.

Verifica-se que a maior vazão medida foi de  $1,02 \text{ m}^3/\text{s}$ . Desta forma, o cálculo de valores de vazões maiores que este valor são uma extrapolação da curva-chave elaborada.

A Figura 21 apresenta a série de monitoramento de cotas e vazões diárias na estação hidrossedimentológica da subbacia hidrográfica do Rio Perdido. No dia 24/12/2013 foi observada uma altura média de 1,61 m na estação hidrossedimentológica, com uma vazão média estimada de  $31,54 \text{ m}^3/\text{s}$ . Através do limnógrafo de pressão, foi possível observar o evento deste dia com discretização temporal de 30 minutos. Observou-se que o pico da cheia ocorreu às 09h e 30 minutos atingindo uma altura d'água de 3,5 metros e uma vazão de pico estimada de  $91,40 \text{ m}^3/\text{s}$ . Segundo informações de moradores locais, neste dia, a cheia do Rio Perdido passou sobre a ponte localizada imediatamente a jusante da estação de monitoramento.

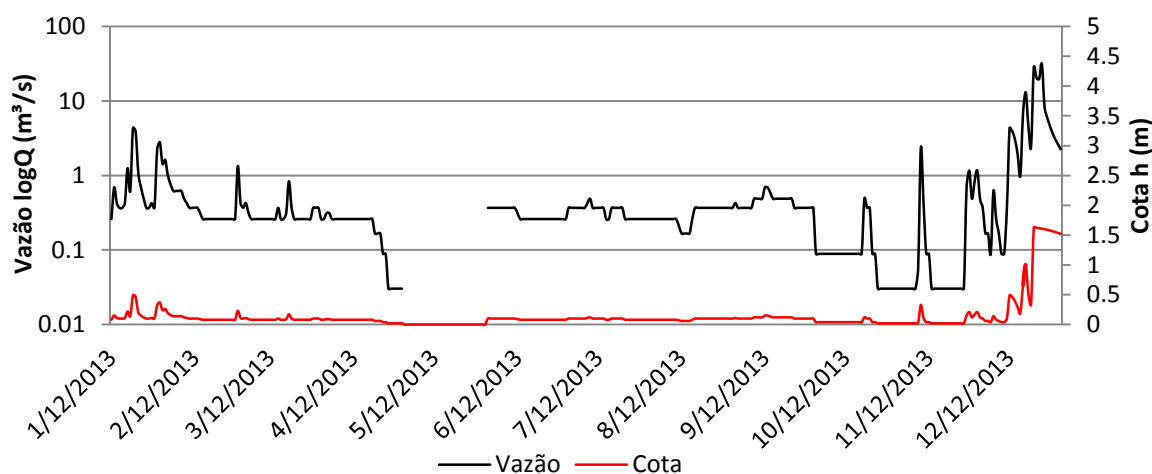


Figura 21 – Série de cotas e vazões na estação hidrossedimentológica da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

Os dados do monitoramento foram tratados e apresentados com discretização temporal diária a fim de calibrar o modelo SWAT.

A Figura 22 apresenta a série de descarga sólida e de concentração de sólidos suspensos totais diárias na estação hidrossedimentológica da subbacia hidrográfica do Rio Perdido. É importante observar que não foi possível realizar a coleta de água superficial no dia 24/12/2013, já que a ponte utilizada para coleta foi extravasada pela

cheia deste dia, apresentando risco para o operador da estação fluviométrica realizar a coleta. Desta forma, no dia 23/12/2013, quando foi realizada a última coleta do monitoramento foi obtido 173,69 mg/L de concentração média de sólidos suspensos totais e 295,98 t/dia de descarga sólida.

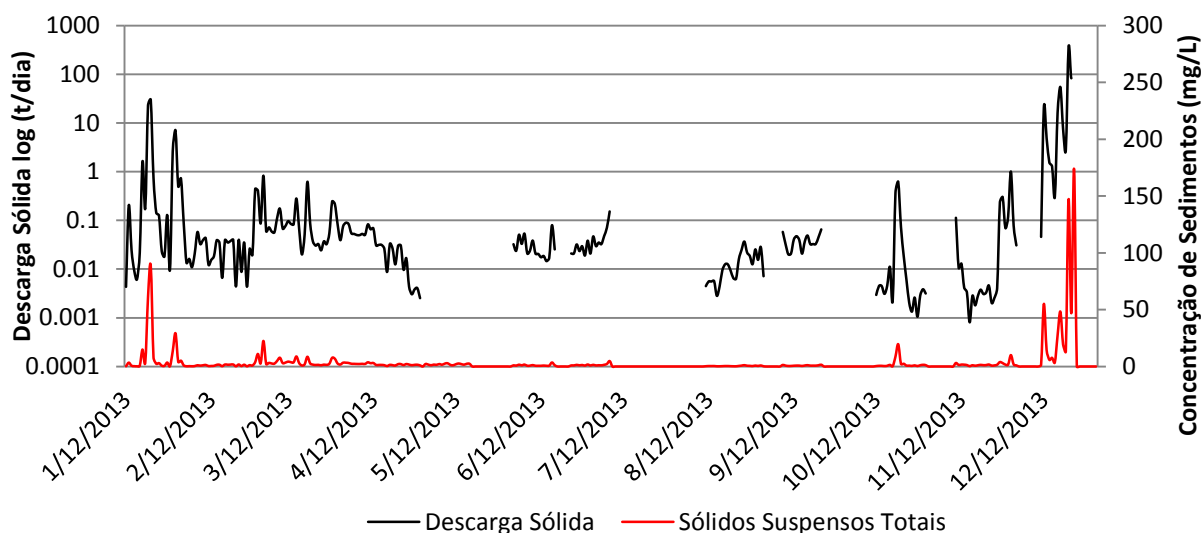


Figura 22 – Série de Descarga Sólida e Concentração de Sedimentos na estação hidrossedimentológica da subbacia hidrográfica do Rio Perdido.

### 5.1.3 Monitoramento de estradas não pavimentadas

A Figura 23 e a Tabela 4, por fim, apresentam a série de concentração de sólidos suspensos totais e produção de sedimentos em 12 eventos medidos na coordenada UTM 24K 312.190 / 7.803.750. Foi realizado o registro da produção de sedimentos nas datas de 19/01/2013 até 24/12/2013. Cabe ressaltar que os dados monitorados entre 19/01/2013 até 02/03/2013 foram extraídos do trabalho de D'Ávila (2013).

As maiores concentrações de sólidos suspensos totais na parcela de estrada monitorada ocorreram em 20/01/2013 com concentração média de 1.862,00 mg/L; em 21/01/2013 com concentração média de 1.042,00 mg/L; e em 24/12/2013 com concentração média de 1.580,70 mg/L.

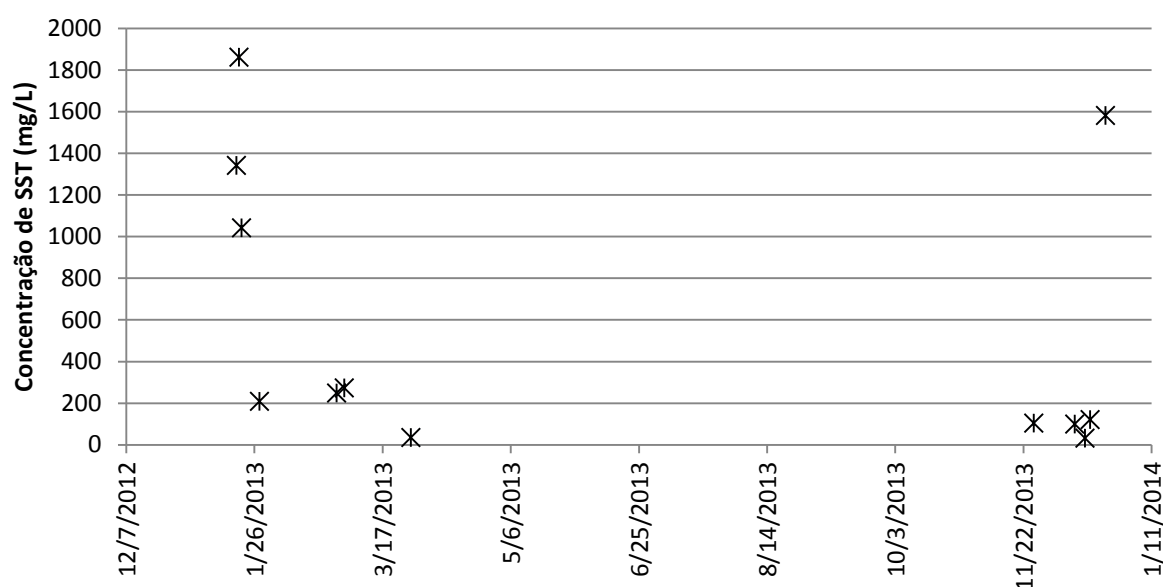


Figura 23 – Série de concentração de sólidos suspensos totais do monitoramento de estradas não pavimentadas.

Tabela 4 – Concentração de sólidos suspensos totais e produção de sedimentos do monitoramento de estradas não pavimentadas.

Data	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Produção de sedimentos (t/ha)	Precipitação (mm)
19/01/2013	1342,00	0,116	13,0
20/01/2013	1862,00	0,432	55,5
21/01/2013	1042,00	0,379	26,5
28/01/2013	208,00	0,157	60,0
27/02/2013	248,00	0,015	26,7
02/03/2013	274	0,009	12,5
28/03/2013	34,81	-	13,2
26/11/2013	103,94	-	42,2
12/12/2013	100,19	-	69,4
16/12/2013	31,57	-	21,2
18/12/2013	120,69	-	87,0
24/12/2013	1.580,70	-	128,0

Conforme informado na metodologia da presente dissertação, somente foram produzidos dados da produção de sedimentos na parcela monitorada até o mês de março/2013, devido à uma interrupção no funcionamento do medidor de fluxo do equipamento.

## 5.2 Simulação Hidrossedimentológica

### 5.2.1 Análise de Sensibilidade

A Figura 24 apresenta o *ranking* de sensibilidade dos parâmetros na simulação hidrossedimentológica da bacia hidrográfica do rio Perdido utilizando o método LH-OAT. Os parâmetros de maior sensibilidade são aquelas que obtiveram menores valores para o resultado *P-value* e os maiores valores para o resultado *t-Stat*.

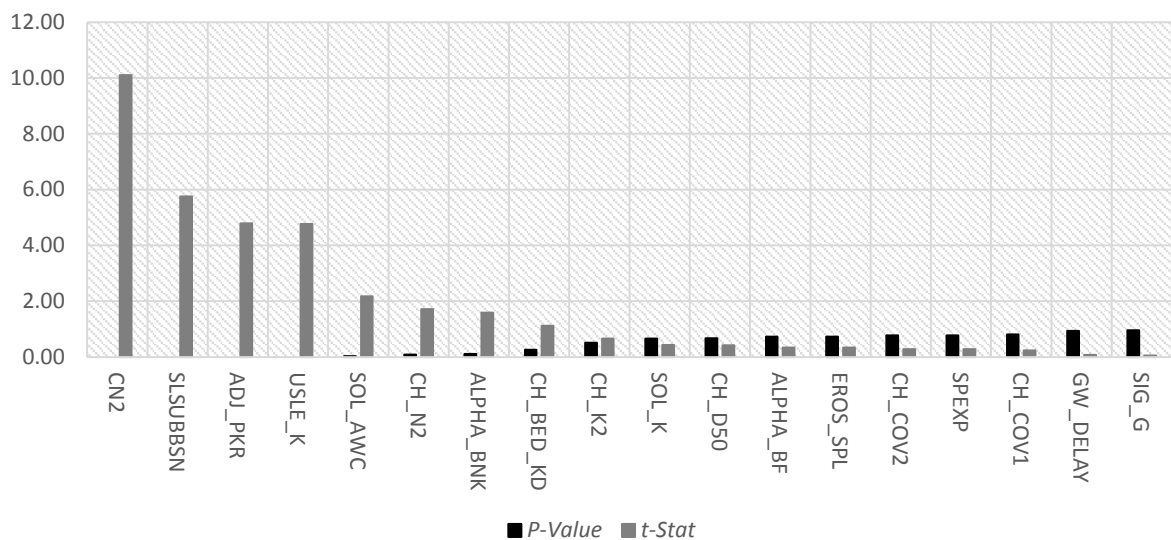


Figura 24 – Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT.

Os resultados da análise de sensibilidade indicam que os cinco parâmetros mais sensíveis foram CN2 (número da curva), SLSUBBSN (comprimento médio da encosta da bacia), ADJ\_PKR (fator de ajustamento do pico da descarga sólida), USLE\_K (fator de erodibilidade do solo) e SOL\_AWC (capacidade de água disponível no solo).

Os parâmetros restantes apresentaram sensibilidade moderada, sendo considerados na calibração do modelo SWAT para verificar a variação dos mesmos nos Cenários 1 e 2.

### 5.2.2 Calibração do Modelo

A Tabela 5 apresenta os novos parâmetros definidos após o processo de calibração dos Cenários 1 e 2 para a subbacia do Rio Perdido. Dos parâmetros calibrados, foi possível observar que a maioria dos parâmetros obtiveram modificações significativas quando compara-se os dois cenários.

Tabela 5 – Novos parâmetros definidos para o modelo SWAT após a calibração.

Parâmetro	Método de modificação*	Cenário 1	Cenário 2	$\Delta$
SOL_K().sol	Mudança relativa	+0,263	+0,284	+0,021
CH_K2.rte	Mudança relativa	+0,012	+0,372	+0,360
ALPHA_BF.gw	Substituição	0,195	0,837	+0,642
ALPHA_BNK.rte	Substituição	0,365	0,997	+0,632
SPEXP.bsn	Substituição	1,171	1,399	+0,228
CH_N2.rte	Substituição	0,072	0,013	-0,059
CH_COV1.rte	Substituição	0,143	0,237	+0,094
GW_DELAY.gw	Substituição	382,50	463,50	+81,00
SOL_AWC().sol	Substituição	0,309	0,283	-0,026
ADJ_PKR.bsn	Substituição	0,679	0,529	-0,150
EROS_SPL.bsn	Substituição	2,240	2,196	-0,044
CH_D50.bsn	Substituição	92,350	22,510	-69,84
SIG_G.bsn	Substituição	1,404	3,764	+2,360
CH_BED_KD.rte	Substituição	1,877	1,568	-0,309
CN2.mgt	Mudança relativa	-0,252	-0,343	-0,091
SLSUBBSN.hru	Mudança relativa	-0,081	-0,086	-0,005
USLE_K().sol	Mudança relativa	-0,316	-0,161	+0,155
CH_COV2.rte	Mudança relativa	+0,233	+0,244	+0,011

\* Mudança relativa: quando os parâmetros de cada subbacia são multiplicados por um valor entre 0,0 e  $\infty$ . Substituição: quando os parâmetros de cada subbacia são substituídos por um valor entre 0,0 e  $\infty$ .

Os parâmetros que obtiveram aumento significativo do Cenário 1 para o Cenário 2 foram CH\_K2 (condutividade hidráulica do canal), ALPHA\_BF (constante de recessão do escoamento de base), ALPHA\_BNK (constante de recessão para armazenamento de água na margem), CH\_COV1 (fator de erodibilidade do canal), GW\_DELAY (atraso

da água subterrânea), SIG\_G (desvio padrão geométrico do tamanho das partículas de sedimento) e USLE\_K (fator de erodibilidade do canal).

Por sua vez, os parâmetros que obtiveram redução significativa do Cenário 1 para o Cenário 2 foram CH\_N2 (coeficiente de Manning para o canal), ADJ\_PKR (fator de ajustamento do pico da descarga sólida nas subbacias/canais tributários), CH\_D50 (diâmetro médio de partículas de sedimento no leito do canal) e CN2 (número da curva na condições II de umidade).

É importante observar que muitos destes parâmetros e coeficientes apresentaram valores irreais para o Cenário 2. Um deles foi o parâmetro CH\_N2 (coeficiente de Manning) que passou de 0,072 para 0,013. Segundo Arnold *et al.* (2012), o coeficiente de Manning de 0,072 representa canais sem manutenção onde há o crescimento de ervas e até pequenos arbustos. Esse autor ainda indica que um coeficiente de Manning de 0,016 pode ser adotado como limite inferior para canais de terra uniformes e retilíneos, o que não é o caso. Chow (1959), por sua vez, indica que um coeficiente de Manning de 0,013 aproxima-se da representação de um canal de concreto liso. Mesmo observando a indicação de um parâmetro irreal, de acordo com o referencial bibliográfico deste, o valor foi mantido para a simulação do cenário 2 para verificar os efeitos da calibração com a implementação das estradas não pavimentadas.

A Tabela 6 apresenta os coeficientes de calibração do modelo SWAT para os Cenários 1 e 2. Na análise do coeficiente de determinação ( $R^2$ ), é possível verificar que não houve mudança significativa entre os dados hidrológicos brutos simulados e os dados hidrológicos calibrados no Cenário 1. Já no Cenário 2, pode-se observar a melhoria deste coeficiente após a calibração, igualando-se com o coeficiente de determinação obtido no Cenário 1. Por outro lado, na calibração da sedimentologia houve melhora em ambos os cenários, mas principalmente no Cenário 2 que obteve um coeficiente de determinação bem superior ao obtido na calibração do Cenário 1. Segundo Santhi *et al.* (2001) e Van Liew *et al.* (2003) *apud* Moriasi (2007) coeficientes de determinação ( $R^2$ ) acima de 0,5 podem ser considerados aceitáveis. Legates e McCabe (1999) *apud* Moriasi (2007), alertam que o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) são supersensíveis para valores extremos e insensíveis para diferenças proporcionais entre os valores simulados dos observados, como já mencionado anteriormente.

Tabela 6 – Coeficientes de calibração do modelo SWAT calculados para toda a série de dados.

	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>NS</b>	<b>RSR</b>	<b>PBIAS</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>Observado</b>						
Hidrológico	-	-	-	-	0,86	3,00
Sedimentológico	-	-	-	-	4,01	31,19
<b>Cenário 1</b>						
Hidrológico bruto	0,88	0,88	0,35	-9,77	0,89	2,90
Sedimentológico bruto	0,53	0,47	0,73	-38,05	8,60	29,16
Hidrológico calibrado	0,88	0,88	0,34	-2,98	0,83	2,60
Sedimentológico calibrado	0,57	0,57	0,66	-6,82	3,58	19,86
<b>Cenário 2</b>						
Hidrológico bruto	0,83	0,52	0,69	-22,19	1,03	4,19
Sedimentológico bruto	0,53	-8,82	3,13	-66,29	23,54	117,06
Hidrológico calibrado	0,88	0,88	0,35	-1,19	0,92	2,66
Sedimentológico calibrado	0,69	-3,30	2,07	-66,41	9,95	71,57

O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe determina a magnitude relativa da variância residual dos dados simulados com a variância dos dados observados. Segundo Moriasi *et al.* (2007) valores deste coeficiente entre 1 e 0,75 indicam que o modelo tem desempenho muito bom; valores entre 0,75 e 0,65 indicam um desempenho bom; valores entre 0,65 e 0,50 indicam um desempenho satisfatório e; valores menores do que 0,50 indicam um desempenho insatisfatório. Por fim, valores deste coeficiente menores do que 0,00 indicam que a média dos valores observados são melhores para predizer a situação dos valores simulados.

Do ponto de vista hidrológico, verifica-se que o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe não apresentou mudança significativa na calibração do Cenário 1. Já no Cenário 2, este coeficiente apresentou uma melhora significativa após a calibração dos dados. Do ponto de vista sedimentológico ocorreu o contrário: no Cenário 1 houve uma melhora considerável, uma vez que, este coeficiente passou de -0,82 (simulação bruta) para 0,57 (simulação calibrada); enquanto que, no Cenário 2, o coeficiente NS passou de -8,73 (simulação bruta) para -3,30 (simulação calibrada), indicando que, mesmo após a calibração do Cenário 2, o modelo apresentou um desempenho insatisfatório para o Cenário 2. De acordo com a classificação indicada por Moriasi *et al.* (2007) o modelo apresentou desempenho hidrológico muito bom nos cenários 1 e



2, por outro lado, apresentou desempenho sedimentológico satisfatório e insatisfatório para os cenários 1 e 2, respectivamente.

No caso do coeficiente RSR (erro padrão médio normalizado pelo desvio padrão das observações), quanto mais próximo de 0, melhor o modelo está representando as condições reais do ambiente. Segundo Moriasi *et al.* (2007) valores deste coeficiente entre 0,00 e 0,50 indica um modelo com desempenho muito bom; valores entre 0,50 e 0,60 indicam um desempenho bom; valores entre 0,60 e 0,70 indicam um desempenho satisfatório e; valores maiores que 0,70 indicam um desempenho insatisfatório. Desta forma, verifica-se que o Cenário 1 apresentou desempenho melhor que o Cenário 2. No Cenário 1, o modelo apresentou desempenho muito bom e satisfatório para a hidrologia e para a sedimentologia, respectivamente. No Cenário 2, por sua vez, o modelo apresentou desempenho muito bom e insatisfatório para a hidrologia e para a sedimentologia, respectivamente.

O coeficiente do Percentual de Tendência (PBIAS), por sua vez, indica a tendência média do dado simulado ser maior ou menor que os dados medidos. O valor ótimo deste coeficiente é 0,0, de modo que valores de pequena magnitude indicam um bom desempenho do modelo. Valores positivos indicam que o modelo está subestimando os valores simulados, enquanto valores negativos do coeficiente indicam que o modelo está superestimando os valores simulados (MORIASI *et al.*, 2007).

Segundo Moriasi *et al.* (2007) o coeficiente PBIAS apresenta classificações diferentes para seus valores de acordo com o tipo simulação realizada. Para a hidrologia, este autor indica que valores entre 0 e  $\pm 10$  indicam um desempenho muito bom do modelo; valores entre  $\pm 10$  e  $\pm 15$  indicam um desempenho bom; valores entre  $\pm 15$  e  $\pm 25$  indicam um desempenho satisfatório e; valores menores que  $\pm 25$  indicam um desempenho insatisfatório. Para a sedimentologia, valores entre 0 e  $\pm 15$  indicam um desempenho muito bom; valores entre  $\pm 15$  e  $\pm 30$  indicam um desempenho bom; valores entre  $\pm 30$  e  $\pm 55$  indicam um desempenho satisfatório e; valores menores que  $\pm 55$  indicam um desempenho insatisfatório.

O coeficiente do Percentual de Tendência (PBIAS) indicou que, em todos os casos, tanto no Cenário 1 quanto no Cenário 2, o modelo superestimou os dados hidrológicos

e sedimentológicos simulados. Para a hidrologia o modelo apresentou um desempenho muito bom para os cenários 1 e 2 enquanto que, para a sedimentologia o modelo apresentou desempenho muito bom e insatisfatório, respectivamente. De forma geral, pode-se verificar que o Cenário 1 apresentou desempenho bem superior do que o Cenário 2 na calibração dos parâmetros sedimentológicos. Da mesma forma, na análise dos valores médios e o desvio padrão dos valores simulados e observados, o Cenário 1 obteve valores consideravelmente mais próximos dos valores observados do que o Cenário 2.

A Tabela 7 apresenta os coeficientes de calibração do modelo SWAT para vazões menores do que a vazão média (0,86 m<sup>3</sup>/s).

Tabela 7 – Coeficientes de calibração do modelo SWAT calculados para toda a série de vazões menores que a vazão média.

	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>NS</b>	<b>RSR</b>	<b>PBIAS</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>Cenário 1</b>						
Hidológico bruto	0,08	-10,83	3,44	-25,68	0,38	0,56
Hidológico calibrado	0,07	-7,73	2,96	-20,45	0,36	0,48
<b>Cenário 2</b>						
Hidológico bruto	0,05	-39,68	6,38	-24,61	0,37	1,03
Hidológico calibrado	0,08	-10,72	3,42	-11,17	0,41	0,71

Os resultados da Tabela 7 apresentam coeficientes com resultados piores do que a análise global dos dados simulados. Os coeficientes NS e RSR indicam que o modelo apresentou resultado insatisfatório para os Cenários 1 e 2, enquanto que o coeficiente PBIAS indicou coeficiente satisfatório nos Cenários 1 e 2.

A Tabela 8, por sua vez, apresenta os coeficientes de calibração do modelo SWAT para vazões maiores do que a vazão média (0,86 m<sup>3</sup>/s). Os coeficientes NS, RSR e PBIAS indicaram que o modelo apresentou desempenho muito bom nos cenários 1 e 2.

Tabela 8 – Coeficientes de calibração do modelo SWAT calculados toda a série de vazões maiores que a vazão média.

	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>NS</b>	<b>RSR</b>	<b>PBIAS</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>Cenário 1</b>						
Hidrológico bruto	0,86	0,86	0,37	-1,22	6,05	7,72
Hidrológico calibrado	0,87	0,86	0,37	6,70	5,60	6,81
<b>Cenário 2</b>						
Hidrológico bruto	0,82	0,43	0,75	-21,69	7,63	11,58
Hidrológico calibrado	0,87	0,86	0,37	-0,30	6,27	6,52

A Tabela 9 apresenta os coeficientes de calibração do modelo SWAT para descarga sólida menor que a descarga sólida média (4,00 t/dia).

Tabela 9 – Coeficientes de calibração do modelo SWAT calculados toda a série de descarga sólida menor que a descarga sólida média.

	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>NS</b>	<b>RSR</b>	<b>PBIAS</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
<b>Cenário 1</b>						
Sedimentológico bruto	0,14	-1.078,96	32,86	-97,20	4,00	10,19
Sedimentológico calibrado	0,11	-160,43	12,71	-92,37	1,47	4,04
<b>Cenário 2</b>						
Sedimentológico bruto	0,10	-12.792,24	113,11	-98,82	9,52	36,05
Sedimentológico calibrado	0,09	-300,76	17,37	-93,42	1,70	5,57

O resultado dos coeficientes da Tabela 9 indicam um desempenho insatisfatório do modelo nos cenários 1 e 2 para a série de descarga sólida menor do que a média, principalmente quando relacionado ao coeficiente NS.

A Tabela 10 apresenta, por fim, os coeficientes de calibração do modelo SWAT para descarga sólida maior que a descarga sólida média (4,00 t/dia). Os coeficientes NS e RSR apresentaram melhor desempenho no Cenário 1 do que no Cenário 2, porém em ambos os cenários os resultados foram classificados como insatisfatórios. O coeficiente PBIAS, por sua vez, indicou que o cenário 1 apresentou resultado satisfatório, enquanto que o cenário 2 apresentou resultado insatisfatório.

Tabela 10 – Coeficientes de calibração do modelo SWAT calculados toda a série de descarga sólida maior que a descarga sólida média.

	R <sup>2</sup>	NS	EQM	PBIAS	Média	Desvio Padrão
<b>Cenário 1</b>						
Sedimentológico bruto	0,42	0,39	0,78	-19,13	101,30	86,31
Sedimentológico calibrado	0,42	0,40	0,78	30,79	62,63	85,15
<b>Cenário 2</b>						
Sedimentológico bruto	0,37	-11,33	3,51	-79,31	395,87	345,25
Sedimentológico calibrado	0,56	-5,21	2,49	-68,82	262,78	324,13

### 5.2.3 Cenário 1: sem estradas não pavimentadas

A Figura 25 apresenta a série de vazões medidas e simuladas pelo SWAT 2012 no Cenário 1 (sem estradas não pavimentadas).

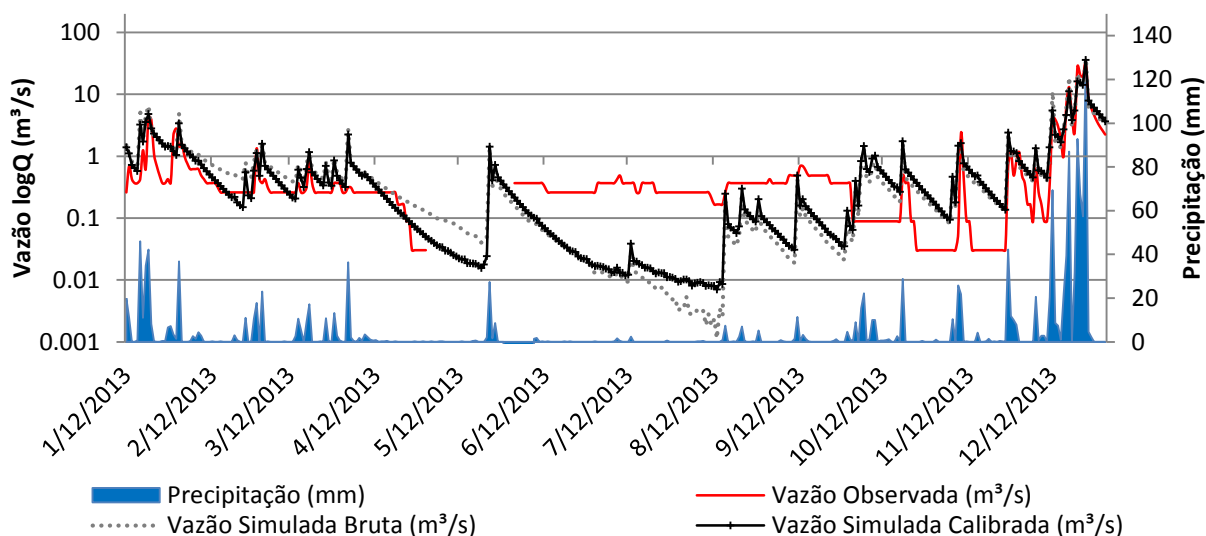


Figura 25 – Série dos valores de vazão (em escala logarítmica) medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1.

Conforme já indicado pelos coeficientes de calibração, o Cenário 1 apresentou vazões subestimadas durante o período seco (de abril a setembro) e superestimadas no período chuvoso (de outubro a março). No período seco, verificou-se que as vazões medidas mantiveram-se em um nível superior às vazões simuladas pelo modelo. No período chuvoso, principalmente em seu início (outubro e novembro), observa-se que o modelo superestimou as vazões entre os picos das chuvas.

A Figura 26a apresenta a série de vazões medidas e simuladas pelo SWAT 2012 no Cenário 1 (sem estradas não pavimentadas) entre o período de janeiro e março de 2013. A Figura 26b, por sua vez, apresenta a mesma série de dados em escala logarítima. Verifica-se que o modelo apresentou melhor desempenho após a calibração. Por outro lado, verifica-se que o modelo, mesmo calibrado, não simulou adequadamente os períodos entre os picos das chuvas. Os dados medidos indicam que a bacia possui taxas de armazenamento menores do que as simuladas pelo modelo, formando “cavas” mais profundas entre os picos das vazões medidas do que das simuladas. Observa-se, ainda, a ocorrência de picos desincronizados, desproporcionais ou não medidos. Estas ocorrências podem ser devido à chuvas mal distribuídas ou que não representam a precipitação média sobre a área da bacia hidrográfica.

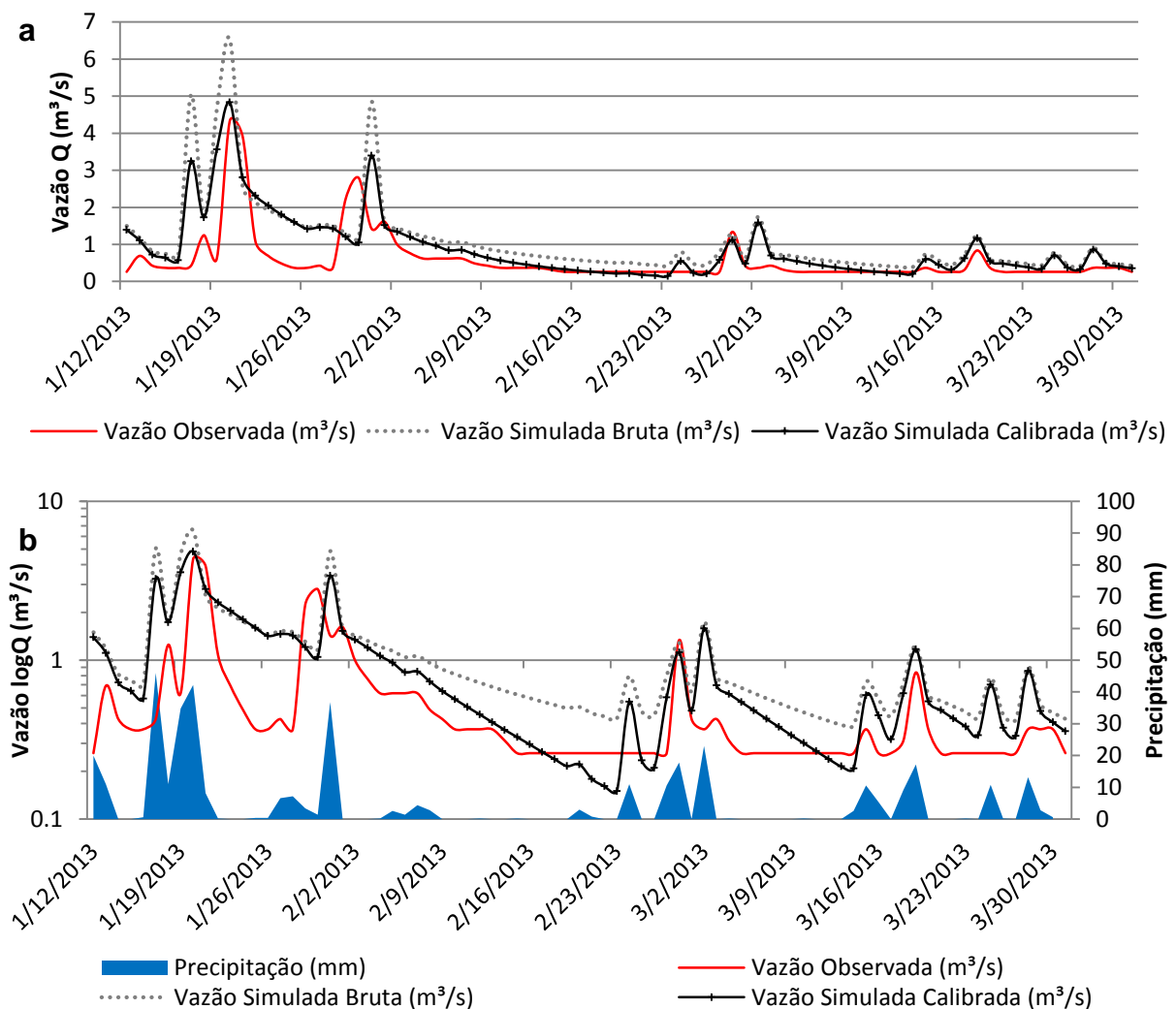


Figura 26 - Série dos valores de vazão medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1 entre o período de janeiro e março de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítima.

A Figura 27a apresenta a série de vazões medidas e simuladas pelo SWAT no Cenário 1 (sem estradas não pavimentadas) entre o período de outubro e dezembro de 2013. A Figura 27b, por sua vez, apresenta a mesma série de vazões em escala logarítmica. Verifica-se que no início do período (outubro), o modelo simulou picos de vazão que não foram medidos, o que pode indicar a ocorrência de chuvas localizadas na área onde houve o monitoramento pluviométrico. Observou-se, ainda, situação semelhante à ocorrida no período entre janeiro e março de 2013: os dados medidos apresentaram “cavas” mais profundas entre os picos de vazão medidos do que entre os simulados, indicando que o modelo simulou uma bacia com maior armazenamento de água do que quando comparado com os dados medidos.

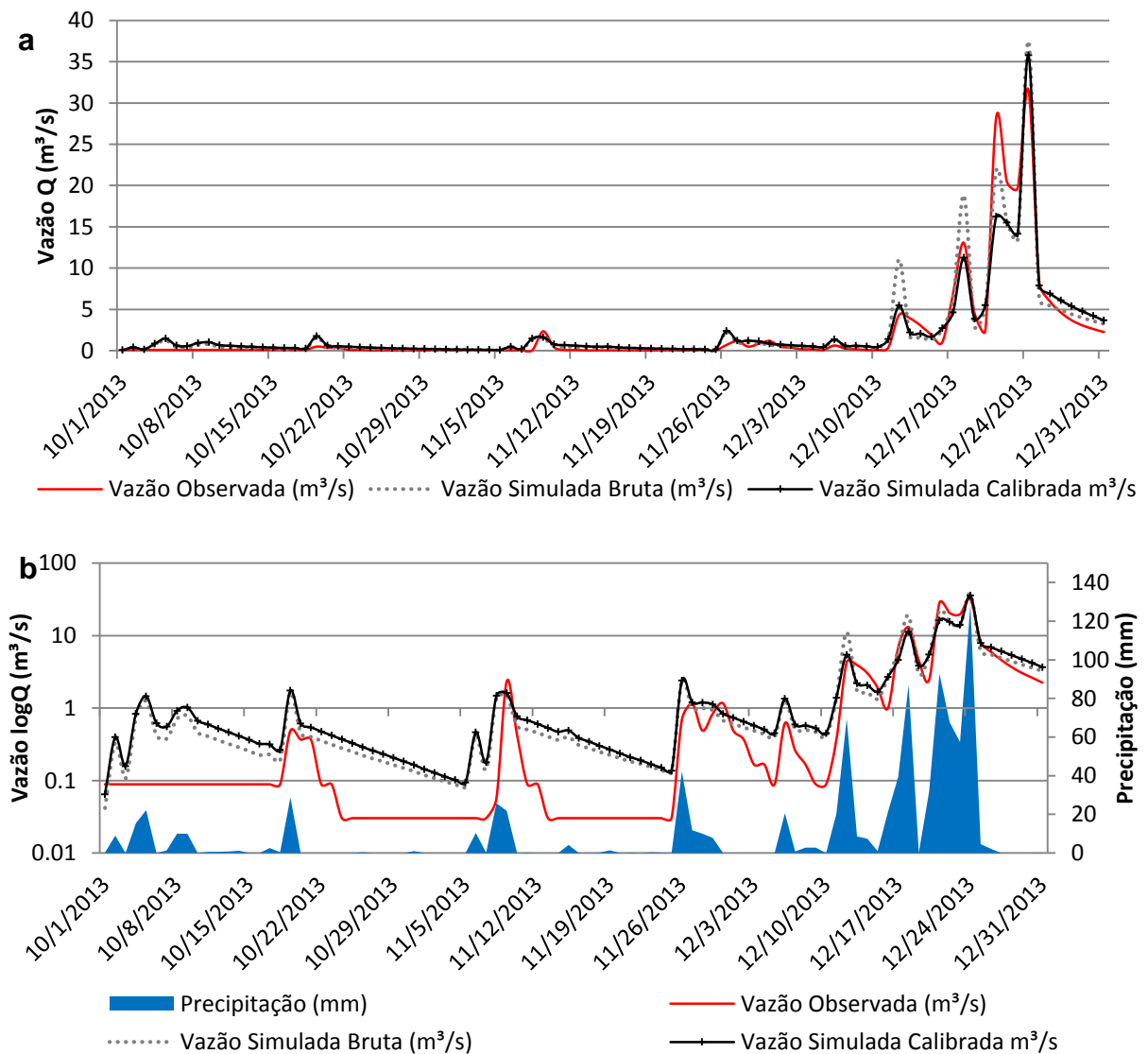


Figura 27 – Série dos valores de vazão medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1 entre o período de outubro e dezembro de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítmica.

Verifica-se que, tanto no período de janeiro a março e de outubro a dezembro, houve a ocorrência de picos dessincronizados. Observando as alturas pluviométricas apresentadas, verifica-se que alguns eventos apresentam-se adiantados ou atrasados em relação aos picos de vazão, indicando que podem ter ocorrido chuvas locais em outros pontos da bacia que produziram um hidrograma medido diferente do hidrograma simulado pelo modelo, resultado das chuvas monitoradas em uma única estação pluviométrica. As vazões simuladas entre os picos ou nos períodos secos também foram mal representadas pelo modelo devido, principalmente, aos parâmetros ligados ao armazenamento de água da bacia hidrográfica e ao escoamento de base.

A Figura 28 apresenta a série de descarga sólida medida e simulada pelo SWAT 2012 no Cenário 1 (sem estradas não pavimentadas). Verifica-se que, de forma geral, a descarga sólida foi superestimada pelo modelo, conforme indicado na análise dos coeficientes de calibração, principalmente no período chuvoso (outubro a março). No período seco (abril a setembro), principalmente nos meses de junho, julho e agosto, observou-se que a descarga sólida foi subestimada pelo modelo.

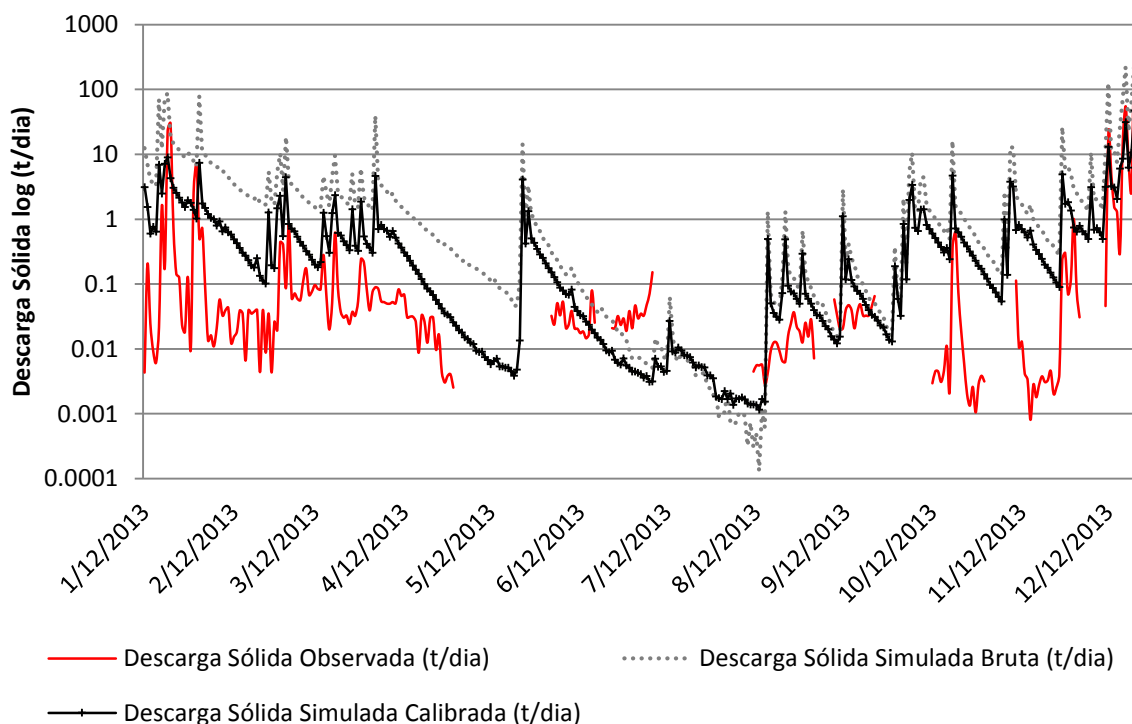


Figura 28 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados (em escala logarítmica) pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1.

A Figura 29a apresenta a série da descarga sólida medida e simulada pelo SWAT 2012 no Cenário 1 (sem estradas não pavimentadas) entre o período de janeiro a março de 2013. A Figura 29b, por sua vez, apresenta a mesma série em escala logarítmica. Verifica-se que, de modo geral, o modelo superestimou a descarga sólida no período de janeiro a março de 2013, com excessão do pico medido no dia 21/01/2013, que foi subestimado pelo modelo. Comparando-se a descarga sólida bruta simulada e a calibrada, verifica-se que o modelo calibrado reduziu a magnitude dos erros.

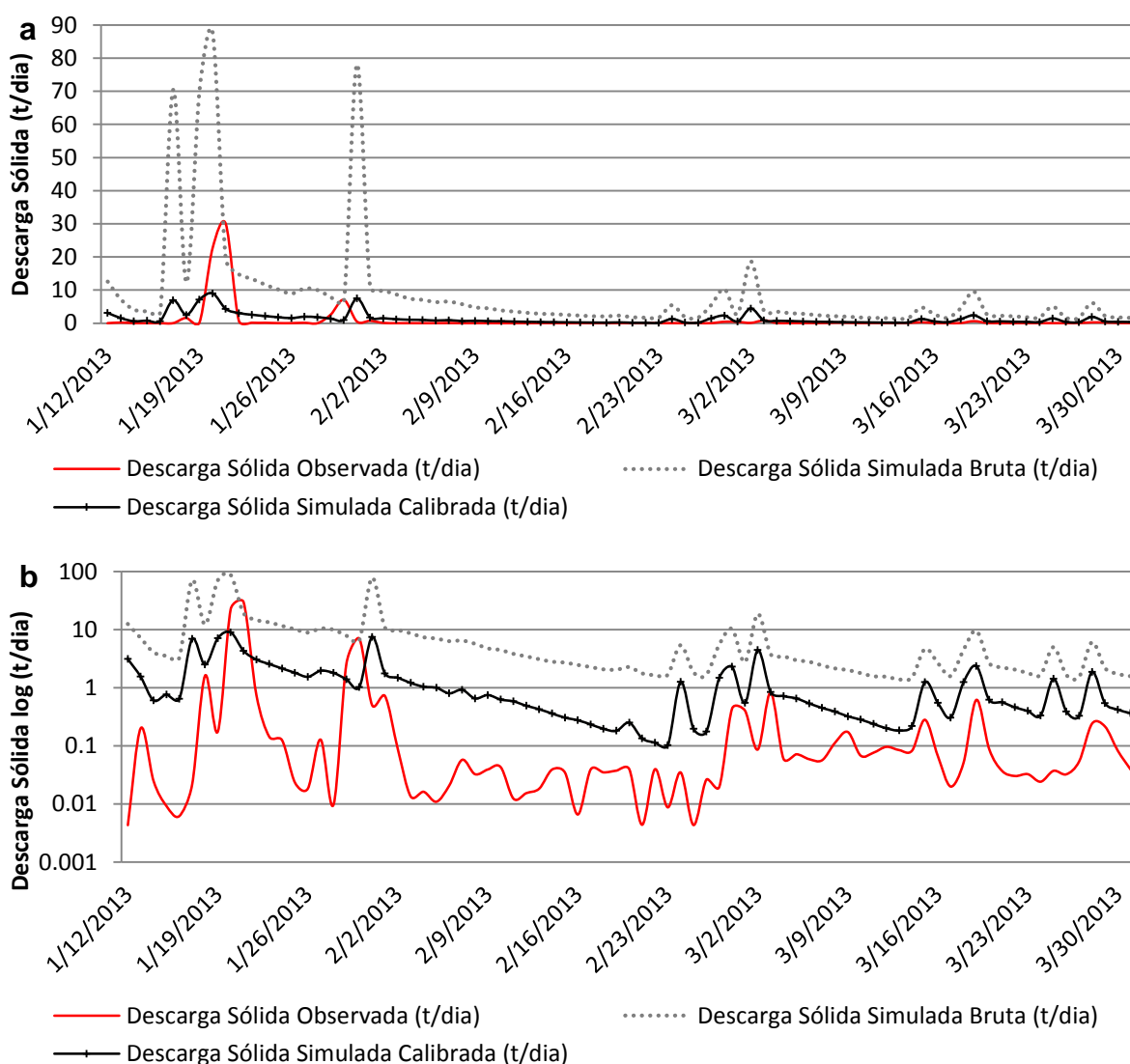


Figura 29 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1 entre o período de janeiro a março de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítmica.



A Figura 30a apresenta a série da descarga sólida medida e simulada pelo SWAT 2012 no Cenário 1 (sem estradas não pavimentadas) entre o período de outubro e dezembro de 2013. A Figura 30b, por sua vez, apresenta a mesma série em escala logarítima. Verifica-se que o modelo continua a superestimar os baixos valores de descarga sólida, principalmente nos meses de outubro e novembro. Em dezembro, período em que a bacia recebeu chuvas contínuas, verifica-se que o modelo subestimou os picos de descarga sólida, quando comparado com a descarga sólida medida.

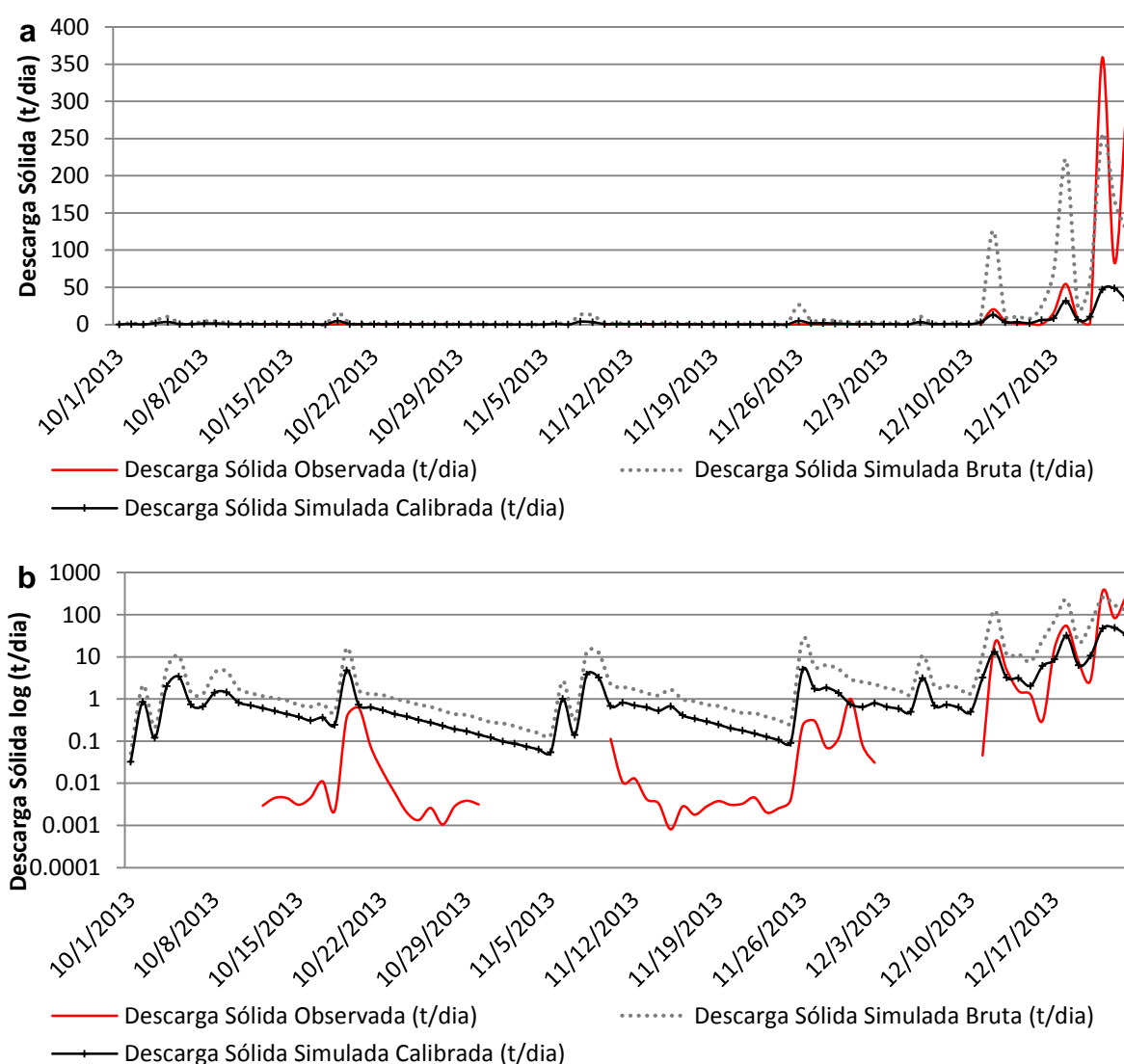


Figura 30 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 1 entre o período de outubro a dezembro de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítima.

### 5.2.4 Cenário 2: com estradas não pavimentadas

A Figura 31 apresenta a série de vazões medidas e simuladas pelo modelo SWAT 2012 no Cenário 2 (com estradas não pavimentadas). Observando a série de forma geral, verifica-se que o comportamento do Cenário 2 foi similar ao Cenário 1, com vazões subestimadas durante o período seco (de abril a setembro) e superestimadas no período chuvoso (de outubro a março). Por outro lado, verifica-se que os valores subestimados e superestimados pelo Cenário 2 tem uma magnitude maior do que o Cenário 1.

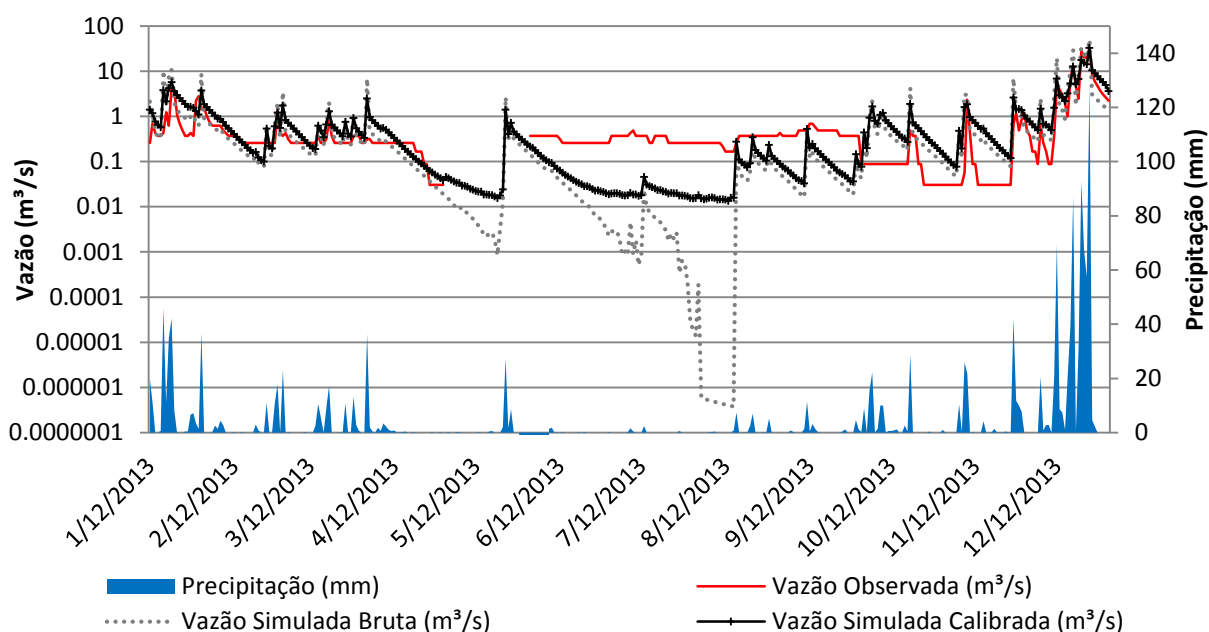


Figura 31 – Série dos valores de vazão medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2.

A Figura 32a apresenta a série de vazões medidas e simuladas pelo SWAT no Cenário 2 entre o período de janeiro e março de 2013. A Figura 32b, por sua vez, apresenta a mesma série de dados em escala logarítmica.

Verifica-se que o Cenário 2 apresentou problemas similares aos do Cenário 1, porém, verifica-se que a calibração dos picos no Cenário 2 obteve um desempenho bem inferior quando comparado com o Cenário 1.

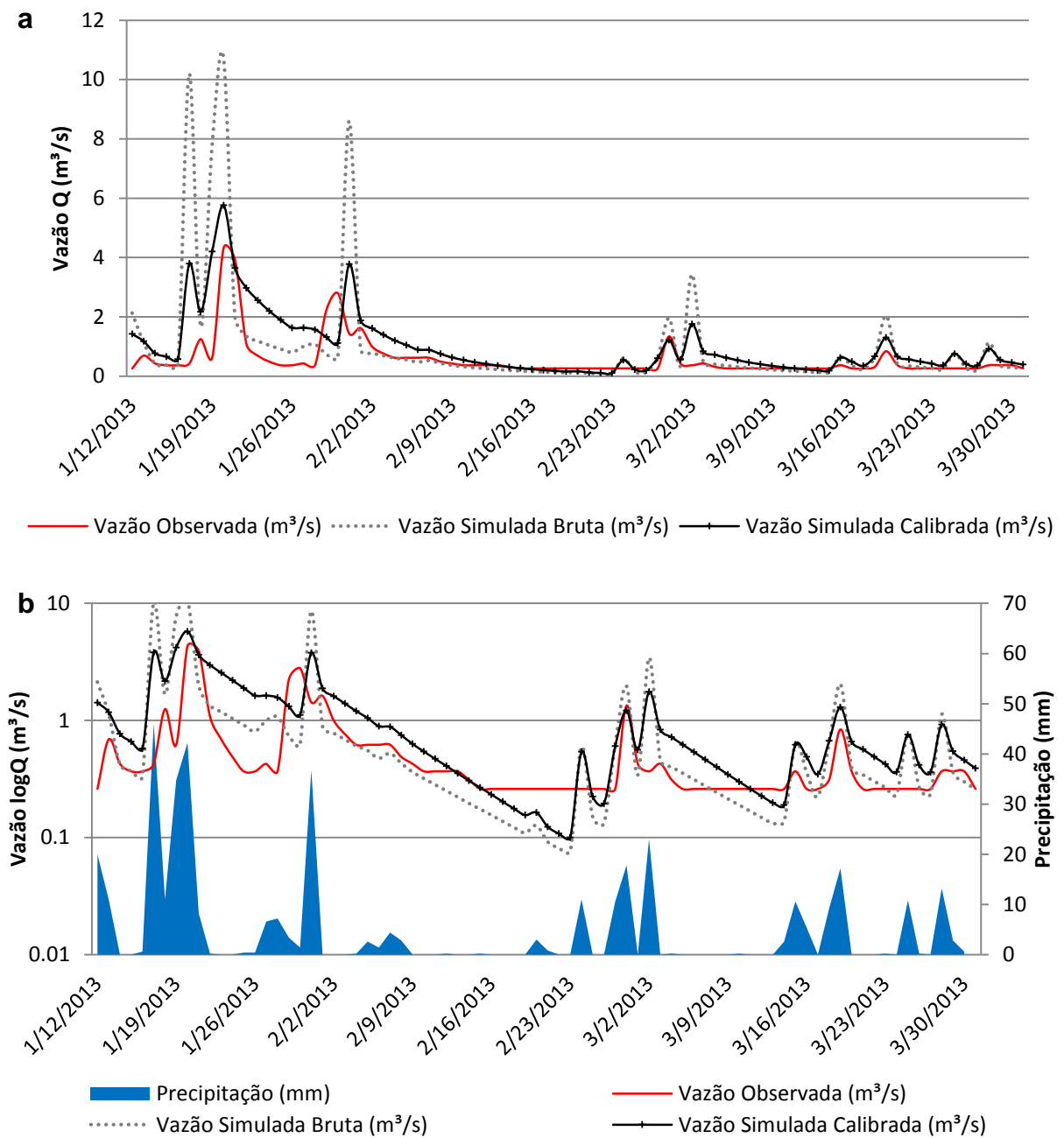


Figura 32 – Série dos valores de vazão medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2 entre o período de janeiro e março de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítima.

A Figura 33a apresenta a série de vazões medidas e simuladas pelo SWAT no Cenário 2 entre o período de outubro e dezembro de 2013. A Figura 33b, por sua vez, apresenta a mesma série de dados em escala logarítima. Neste período o Cenário 2 apresentou desempenho próximo ao do Cenário 1, apresentando também, os mesmos problemas relacionados às “cavas” entre os picos de vazões e a simulação de picos que não foram observados.

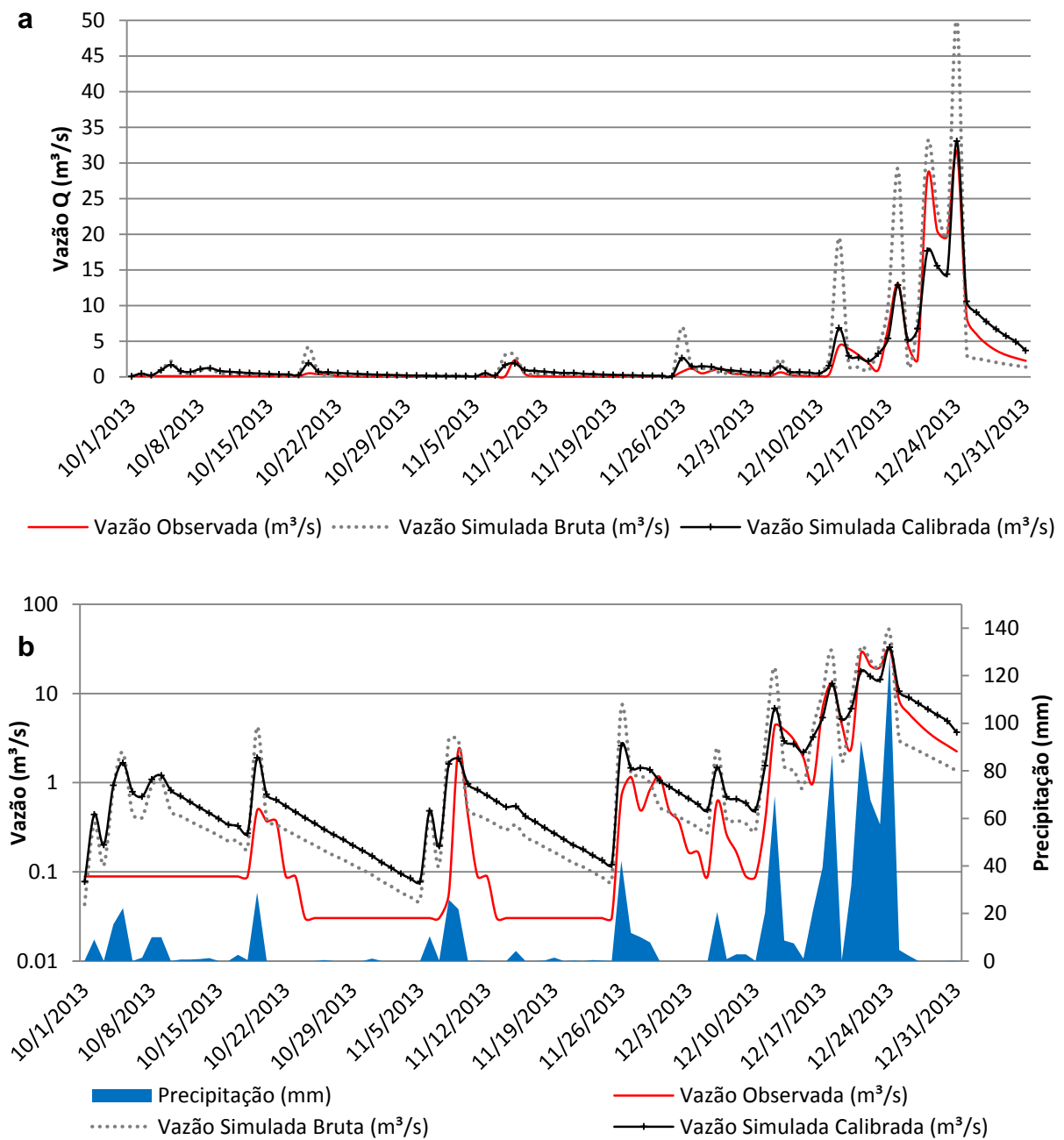


Figura 33 – Série dos valores de vazão medidos e simulados pelo SWAT para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2 entre o período de outubro a dezembro de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítima.

A Figura 34 apresenta a série dos valores de descarga sólida medidos e simulados pelo SWAT no Cenário 2. Verifica-se que de forma geral, o modelo superestimou a descarga sólida na maior parte do ano, mas principalmente no período chuvoso. Verifica-se que no período seco, houve uma redução drástica na descarga sólida bruta simulada que foi posteriormente calibrada.

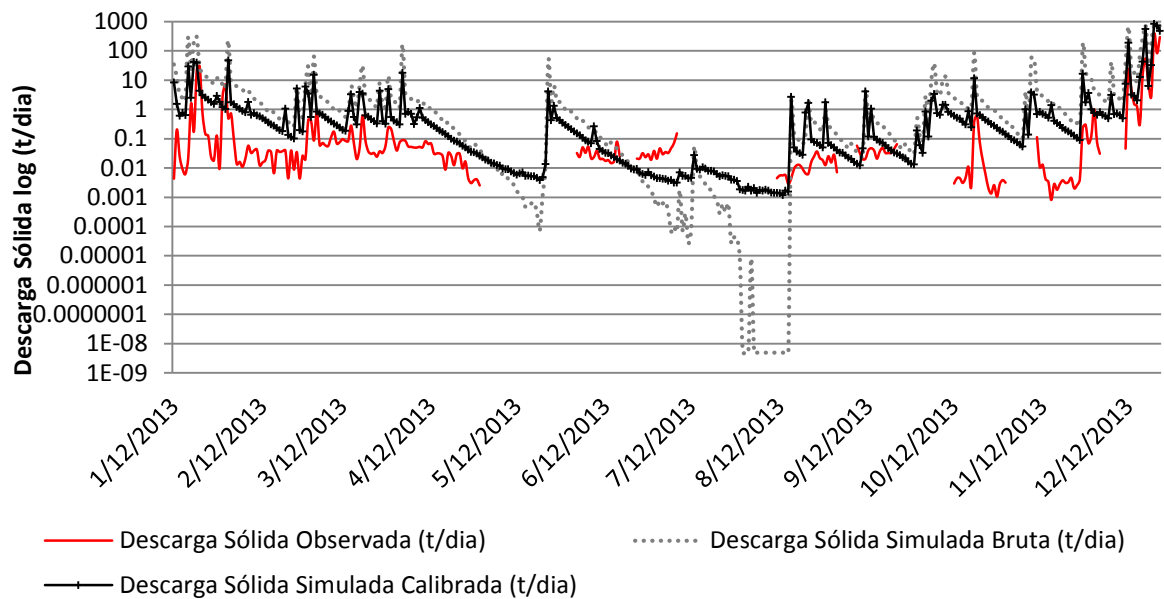


Figura 34 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados (em escala logarítmica) pelo SWAT sem calibração de parâmetros para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2.

A Figura 35a apresenta a a série da descarga sólida medida e simulada pelo SWAT 2012 no Cenário 2 entre o período de janeiro a março de 2013. A Figura 35b, por sua vez, apresenta a mesma série em escala logarítmica. Verifica-se que, de modo geral, o modelo superestimou a descarga sólida no período de janeiro a março de 2013. Observa-se, ainda, que alguns picos foram mal sincronizados com os dados observados. Ainda assim, a calibração do Cenário 2 reduziu a magnitude dos erros quando comparado com a simulação bruta.

A Figura 36a apresenta a série da descarga sólida medida e simulada pelo SWAT 2012 no Cenário 2 entre o período de outubro a dezembro de 2013. A Figura 36b, por sua vez, apresenta a mesma série em escala logarítmica. Verifica-se que o modelo também superestimou a descarga sólida, principalmente nos meses de outubro e novembro. Em dezembro, período em que a bacia recebeu chuvas contínuas, verifica-se que o modelo subestimou os picos de descarga sólida, quando comparado com a descarga sólida medida.

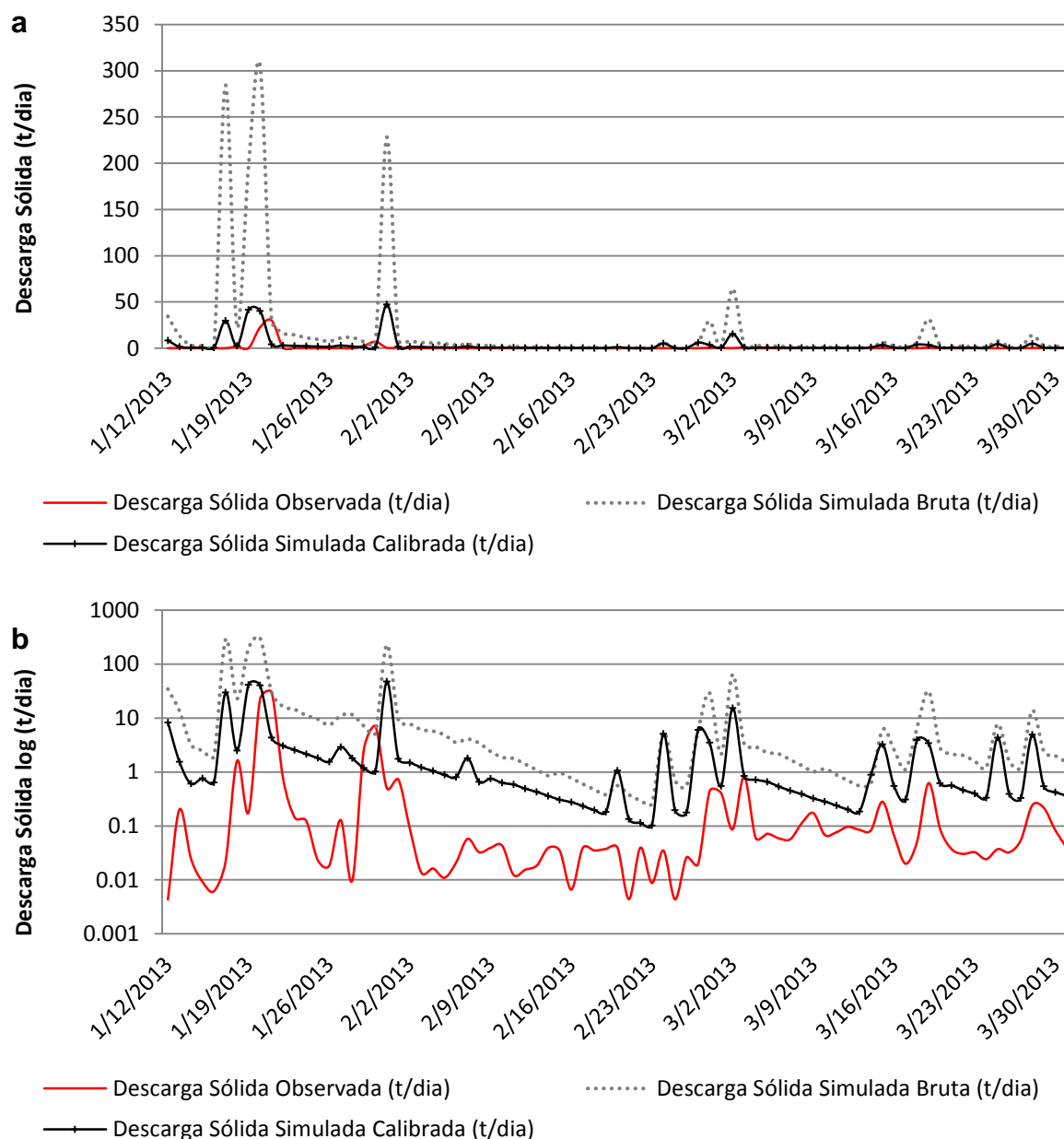


Figura 35 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados pelo SWAT sem calibração de parâmetros para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2 no período de janeiro a março de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítima.

Por fim, a Tabela 11 apresenta a comparação da produção de sedimentos mensal medida e simulada na estrada não pavimentada monitorada após a calibração. Verifica-se que o modelo superestimou consideravelmente a produção de sedimentos para pequenas taxas de produção.

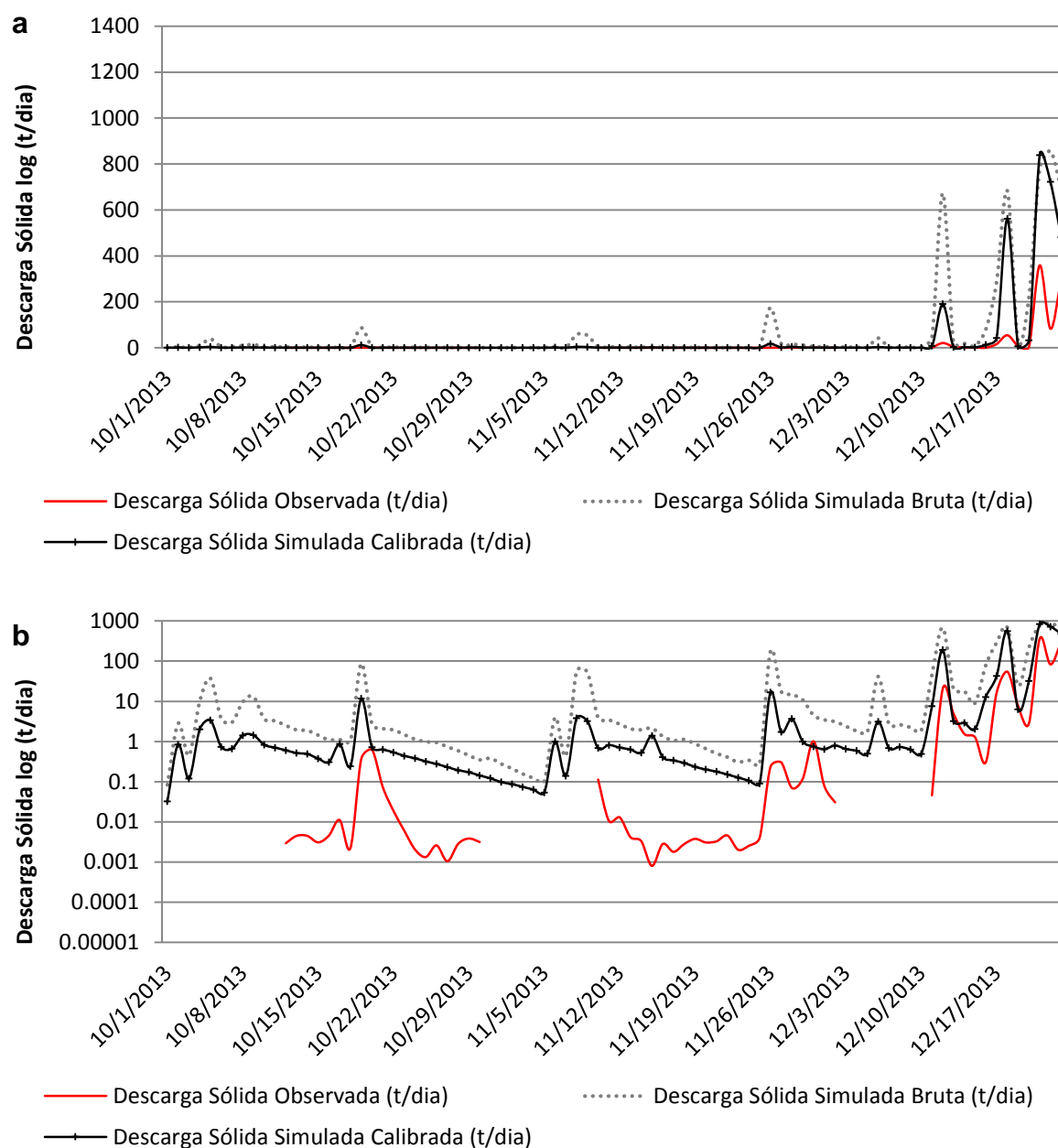


Figura 36 – Série dos valores de descarga sólida medidos e simulados pelo SWAT sem calibração de parâmetros para a subbacia hidrográfica do Rio Perdido para o Cenário 2 no período de outubro a dezembro de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítima.

Tabela 11 – Comparação da produção de sedimentos média mensal medida e simulada na estrada não pavimentada monitorada após a calibração.

Mês	Produção de sedimentos média mensal medida (t/ha)	Produção de sedimentos média mensal simulada (t/ha)	Acréscimo (%)
<b>Janeiro</b>	0,130	0,215	165,38
<b>Fevereiro</b>	0,015	0,047	313,33
<b>Março</b>	0,009	0,090	1000,00

### 5.2.5 Análise dos Resíduos

A Figura 37 apresenta a análise dos resíduos de vazão das simulações brutas dos cenários 1 e 2. Verifica-se que, de modo geral, o Cenário 2 teve maior tendência em superestimar a vazão na simulação bruta quando comparado com o Cenário 1.

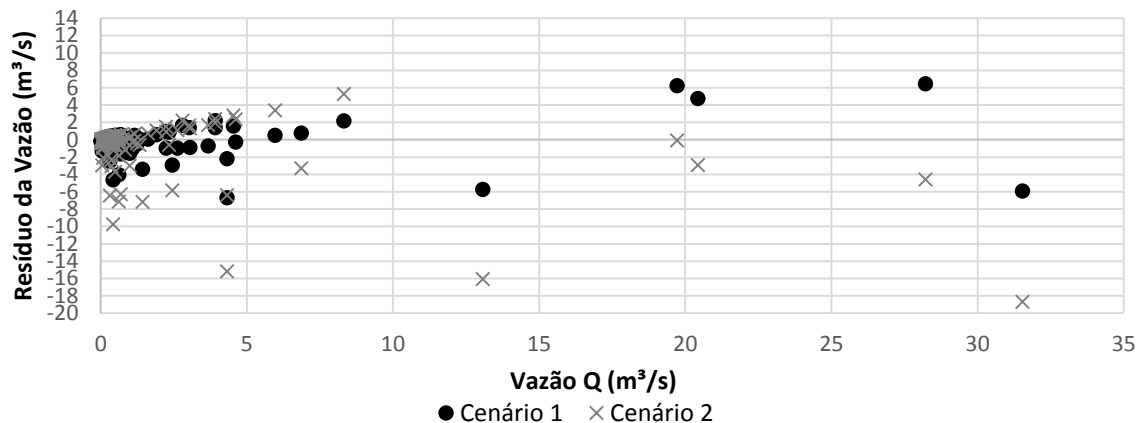


Figura 37 – Análise dos resíduos da simulação bruta em relação à vazão média diária.

A Figura 38, por sua vez, apresenta a análise dos resíduos de vazão das simulações calibradas dos cenários 1 e 2. Verifica-se que após a calibração os valores dos resíduos dos dois cenários modelados apresentaram comportamento similar, apresentando uma menor tendência à superestimar as vazões quando comparado com as simulações brutas (Figura 37).

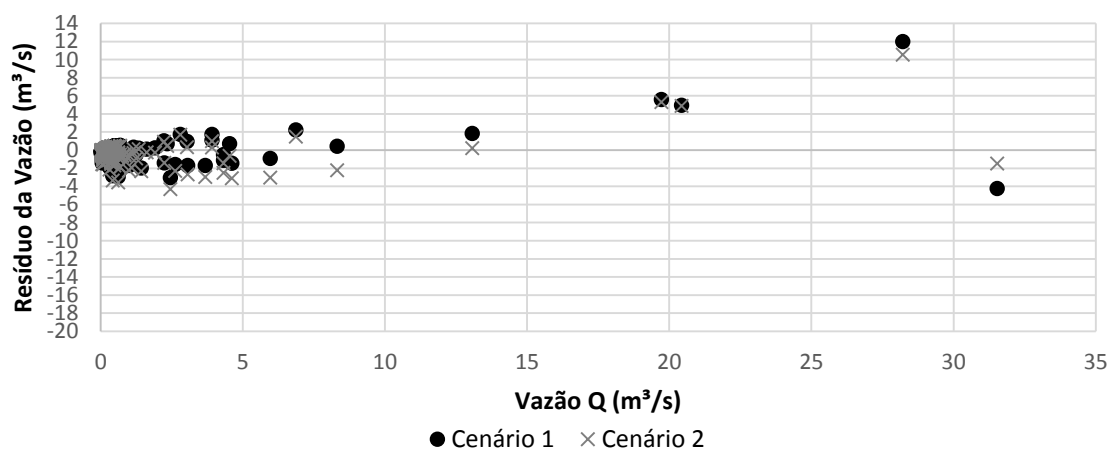


Figura 38 - Análise dos resíduos da simulação calibrada em relação à vazão média diária.



Observa-se ainda uma maior tendência em subestimar as vazões após a calibração, quando comparado com a simulação bruta. Verifica-se, ainda, que após a calibração, os valores com menor magnitude demonstraram um melhor ajuste aos dados medidos, que pode estar relacionado à maior quantidade de registro realizados pela estação fluviométrica.

A Tabela 12 apresenta a distribuição de frequências em escala regular das vazões residuais nos cenários 1 e 2.

Tabela 12 – Distribuição de frequências das vazões residuais em escala regular.

Classes (Vazões residuais)	Frequência (%)			
	Cenário 1 Bruto	Cenário 1 Calibrado	Cenário 2 Bruto	Cenário 2 Calibrado
-19 - -16	0%	0%	0,62%	0%
-16 - -13	0%	0%	0,31%	0%
-13 - -10	0%	0%	0%	0%
-10 - -7	0%	0%	0,62%	0%
-7 - -4	1,55%	0,31%	1,55%	0,31%
-4 - -1	5,57%	8,05%	3,42%	9,32%
-1 - 2	91,02%	90,09%	91,61%	89,44%
2 - 5	0,93%	0,62%	1,5%	0,31%
5 - 8	0,62%	0,62%	0,31%	0,31%
8 - 11	0%	0%	0%	0,31%
11 - 14	0%	0,31%	0%	0%

A simulação bruta do Cenário 1 apresentou resíduo entre -6,72 e 6,43 m<sup>3</sup>/s, enquanto que na simulação calibrada, o resíduo esteve compreendido entre -4,24 e 11,98 m<sup>3</sup>/s. Tanto a simulação bruta quanto a calibrada obteve maior frequência entre as vazões residuais -1 e 2 m<sup>3</sup>/s. De forma geral, as simulações do Cenário 1 apresentaram maior frequência de resíduos negativos, indicando que o modelo tende a superestimar os dados simulados.

No Cenário 2, a simulação bruta apresentou resíduo entre -18,68 e 5,24 m<sup>3</sup>/s enquanto a simulação calibrada apresentou resíduo entre -4,32 e 10,54 m<sup>3</sup>/s. Verifica-se que a simulação bruta apresentou resíduos mais dispersos nas faixas negativas, apresentando resíduos na classe de -19 a -16 m<sup>3</sup>/s. Após a calibração dos resíduos, verifica-se que houve uma concentração nas classes mais próximas de zero. Ainda

assim, os resultados indicam que as simulações apresentaram valores superestimados em relação aos dados medidos.

A Tabela 13 apresenta a distribuição de frequências em escala logarítima das vazões residuais nos cenários 1 e 2.

Tabela 13 – Distribuição de frequências das vazões residuais em escala logarítima.

Classe (Vazões residuais)	Frequência (%)			
	Cenário 1 Bruto	Cenário 1 Calibrado	Cenário 2 Bruto	Cenário 2 Calibrado
-100 - -10	0%	0%	0,93%	0%
-10 - -1	7,12%	8,36%	5,90%	9,63%
-1 - -0,1	42,41%	32,20%	19,25%	33,54%
-0,1 - -0,01	6,19%	8,67%	10,25%	6,52%
-0,01 - 0,01	0,31%	1,86%	3,42%	1,86%
0,01 - 0,1	1,86%	6,50%	10,25%	5,90%
0,1 - 1	39,32%	39,63%	45,96%	40,99%
1 - 10	2,79%	2,48%	4,04%	1,24%
10 - 100	0%	0,31%	0%	0,31%

Verifica-se que de modo geral o Cenário 1 apresentou maior frequência de vazões superestimadas na simulação bruta. Por outro lado, verifica-se que após a calibração, os valores subestimados aumentaram em magnitude. Verifica-se que no Cenário 1, após a calibração, a frequência de resíduos entre -1 e 1 m<sup>3</sup>/s reduziu de 90,09% para 88,85%. Mesmo com esta ligeira redução, a frequência entre -0,1 e 0,1 m<sup>3</sup>/s aumentou de 8,36% para 17,03%. A partir destas frequências e dos gráficos da Figura 37 e da Figura 38, verifica-se os valores de vazão medidos de menor magnitude obtiveram melhor calibração dos dados simulados. Essa situação indica que é mais fácil calibrar dados com maior frequência de medição e que os dados de vazão medidos com maior magnitude podem estar subestimados devido à extrapolação da curva-chave.

No Cenário 2, a simulação bruta apresentou maior frequência de vazões subestimadas, enquanto que o Cenário 2 calibrado apresentou o balanceamento entre as vazões subestimadas e as superestimadas. Verifica-se que quando se observa a frequência dos resíduos entre -1 e 1 m<sup>3</sup>/s há uma redução de 89,13% para 88,82%. Da mesma forma, quando se observa os resíduos entre -0,1 e 0,1 m<sup>3</sup>/s verifica-se uma redução da frequência de 23,91% para 14,29%.

A Figura 39 apresenta a análise de resíduos da descarga sólida na simulação bruta dos cenários 1 e 2. Verifica-se que, de modo geral, o Cenário 2 apresentou maior tendência em superestimar a descarga sólida do que o Cenário 1.

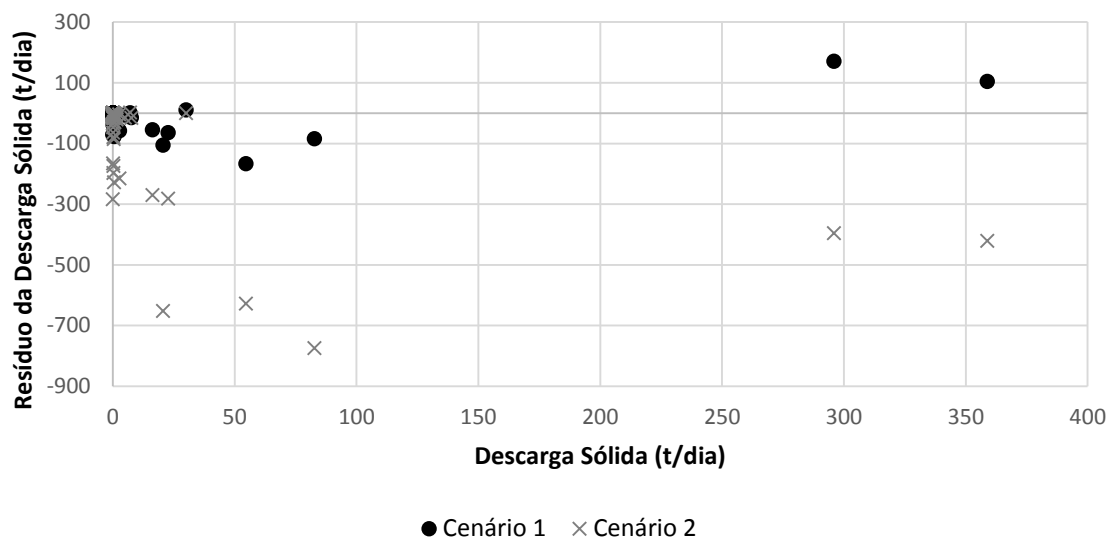


Figura 39 - Análise dos resíduos da simulação bruta em relação à descarga sólida diária.

A Figura 40 apresenta a análise dos resíduos da descarga sólida na simulação calibrada nos cenários 1 e 2. Verifica-se que, mesmo com a calibração não houve uma mudança significativa na magnitude dos resíduos da descarga sólida, tanto no Cenário 1 quanto no Cenário 2. Por outro lado, pode-se verificar uma redução dos resíduos para valores de descarga sólida observada de até 50 t/dia.

A Tabela 14 apresenta a distribuição de frequências da descarga sólida residual regular nos cenários 1 e 2.

A simulação bruta do Cenário 1 apresentou resíduo entre -167,21 e 170,18 t/dia, enquanto que na simulação calibrada o resíduo esteve compreendido entre -138,61 e 244,06 t/dia. A simulação bruta do Cenário 2, por sua vez, apresentou resíduo entre -774,24 e 1,76 t/dia, enquanto que na simulação calibrada o resíduo esteve compreendido entre -639,04 e 25,70 t/dia. Verifica-se que o Cenário 2 apresentou resíduos mais dispersos do que o Cenário 1.

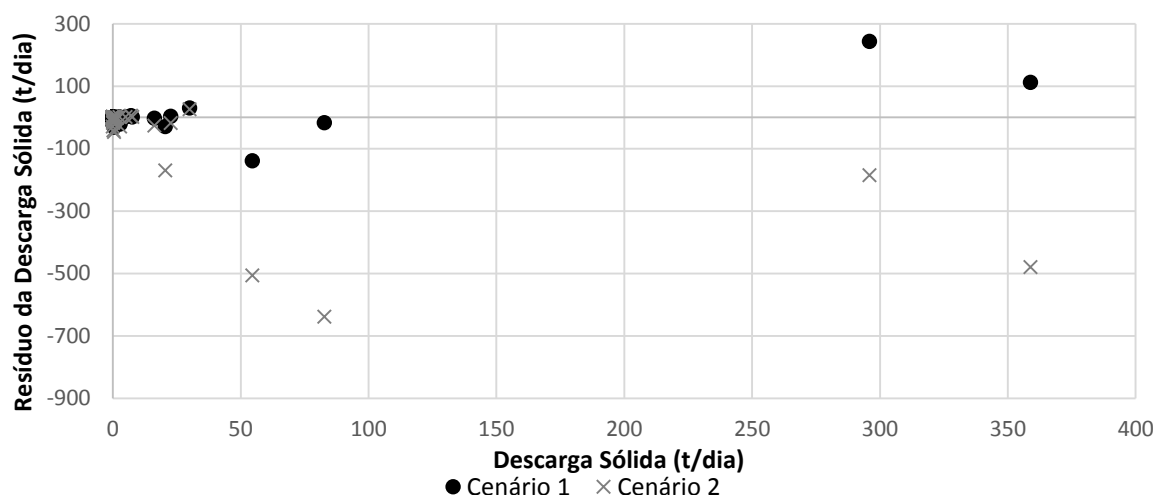


Figura 40 - Análise dos resíduos da simulação calibrada em relação à descarga sólida diária.

Tabela 14 - Distribuição de frequências da descarga sólida residual regular.

Classe (Desc. Sólida residual)	Frequência (%)			
	Cenário 1 Bruto	Cenário 1 Calibrado	Cenário 1 Bruto	Cenário 2 Calibrado
-774 - -680	0%	0%	0,43%	0%
-680 - -586	0%	0%	0,87%	0,43%
-586 - -492	0%	0%	0%	0,43%
-492 - -398	0%	0%	0,43%	0,43%
-398 - -304	0%	0%	0,43%	0%
-304 - -210	0%	0%	1,73%	0%
-210 - -116	0,43%	0,43%	1,73%	0,87%
-116 - -22	4,76%	1,29%	3,03%	2,16%
-22 - 72	93,94%	97,41%	91,34%	95,67%
72 - 166	0,43%	0,43%	0%	0%
166 - 260	0,43%	0,43%	0%	0%

A Tabela 15 apresenta a distribuição logarítmica de frequências dos resíduos da descarga sólida para os cenários 1 e 2.

Verifica-se que de modo geral o Cenário 1 apresentou maior frequência de descarga sólida superestimadas na simulação bruta. No Cenário 1, após a calibração, a frequência de resíduos entre -1 e 1 t/dia aumentou de 44,59% para 76,29%. Da mesma forma, a frequência entre -0,1 e 0,1 t/dia aumentou de 19,91% para 33,62%.

No Cenário 2, a simulação bruta também apresentou maior frequência de vazões superestimadas. Verifica-se que quando se observa a frequência dos resíduos entre

-1 e 1 t/dia há um aumento de 49,35% para 76,19%. Da mesma forma, quando se observa os resíduos entre -0,1 e 0,1 m<sup>3</sup>/s verifica-se uma redução da frequência de 19,05% para 33,33%. Portanto, verifica-se que o modelo tem maior facilidade em calibrar os valores com maior frequência de medição no período monitorado.

Tabela 15 – Frequências da descarga sólida residual em escala logarítima.

Classe (Desc. Sólida residual)	Frequência (%)			
	Cenário 1 Bruto	Cenário 1 Calibrado	Cenário 1 Bruto	Cenário 2 Calibrado
-1000 - -100	0,87%	0,43%	5,63%	2,16%
-100 - -10	9,52%	4,74%	9,09%	4,76%
-10 - -1	43,72%	15,09%	35,50%	14,72%
-1 - -0,1	23,81%	41,81%	29,87%	41,56%
-0,1 - 0,1	19,91%	33,62%	19,05%	33,33%
0,1 - 1	0,87%	0,86%	0,43%	1,30%
1 - 10	0%	2,16%	0,43%	1,73%
10 - 100	0,43%	0,43%	0%	0,43%
100 - 1000	0,87%	0,86%	0%	0%

## 5.2.6 Comparação dos Cenários

A Figura 41 apresenta a comparação gráfica da simulação das vazões dos Cenários 1 e 2.

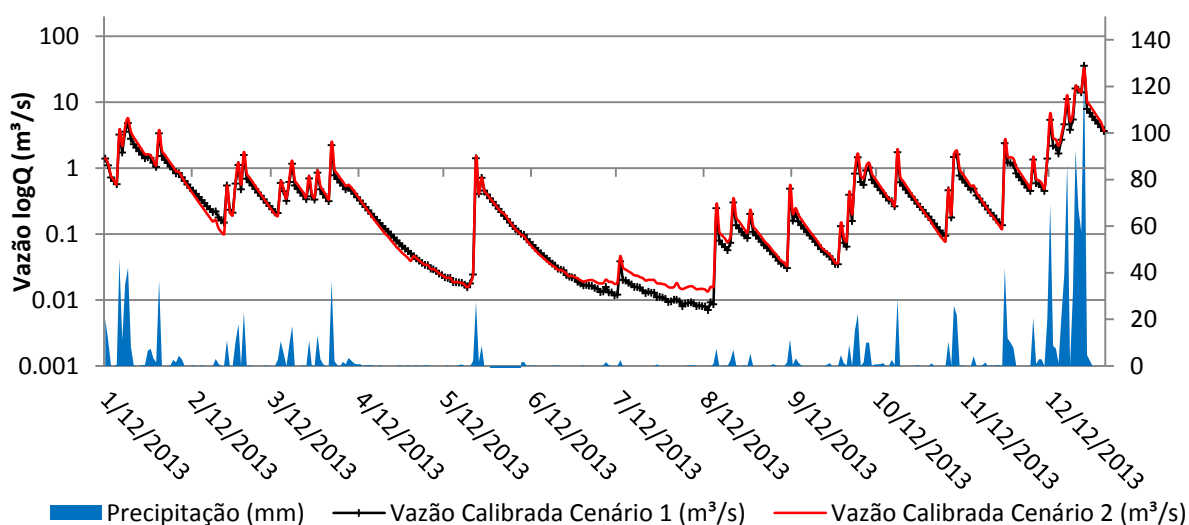


Figura 41 – Comparação gráfica das vazões simuladas pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações.

A Figura 42, por sua vez, apresenta a comparação das vazões simuladas nos cenários 1 e 2, após as respectivas calibrações, no período de janeiro a março de 2013. A Figura 42a é apresentada em escala regular enquanto a Figura 42b é apresentada em escala logarítima.

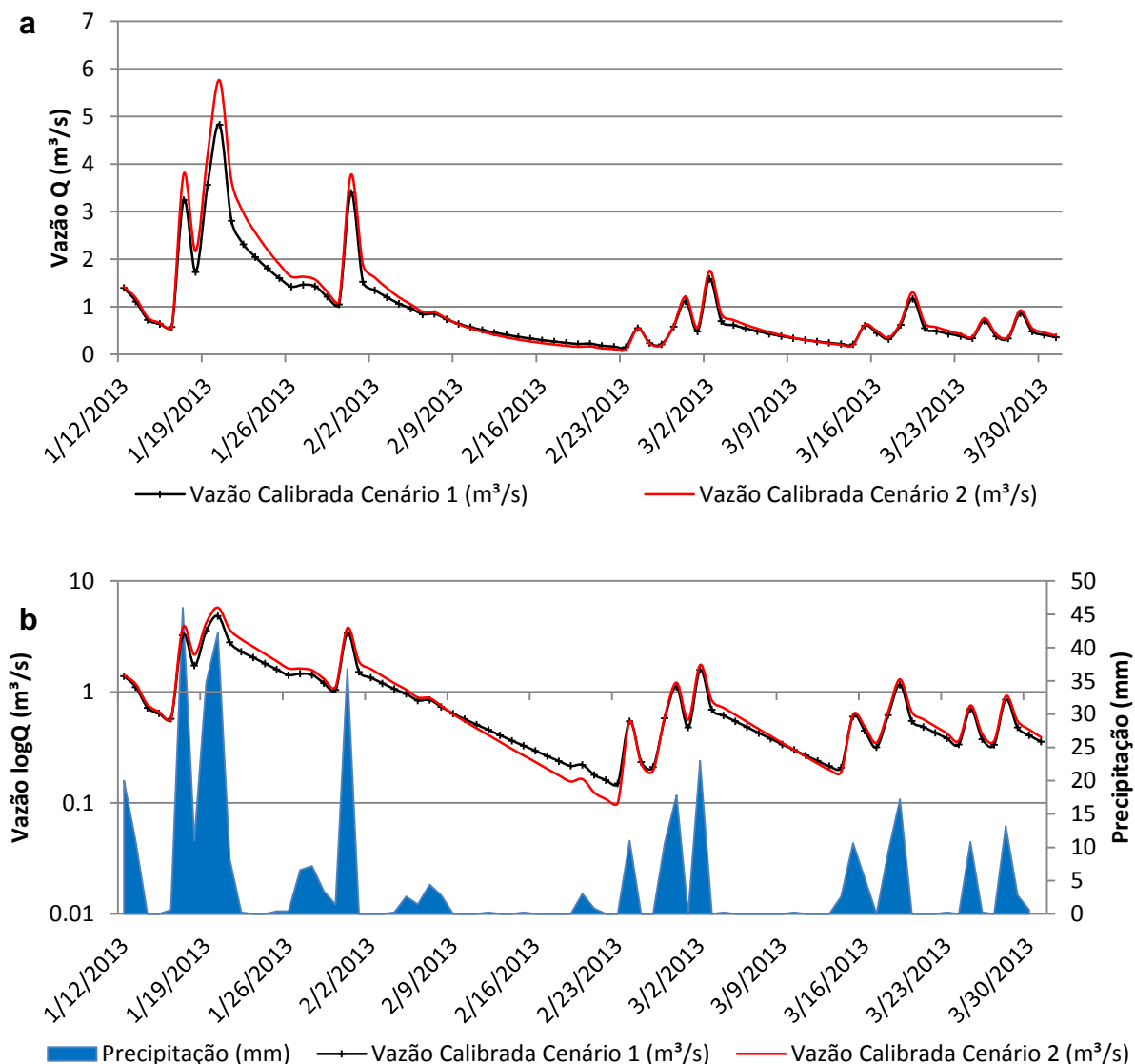


Figura 42 – Comparação gráfica das vazões simuladas pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações no período de janeiro a março de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítima.

A Figura 43 apresenta a comparação das vazões simuladas nos cenários 1 e 2, após as respectivas calibrações, no período de janeiro a março de 2013. A Figura 43a é apresentada em escala regular enquanto a Figura 43b é apresentada em escala logarítima.

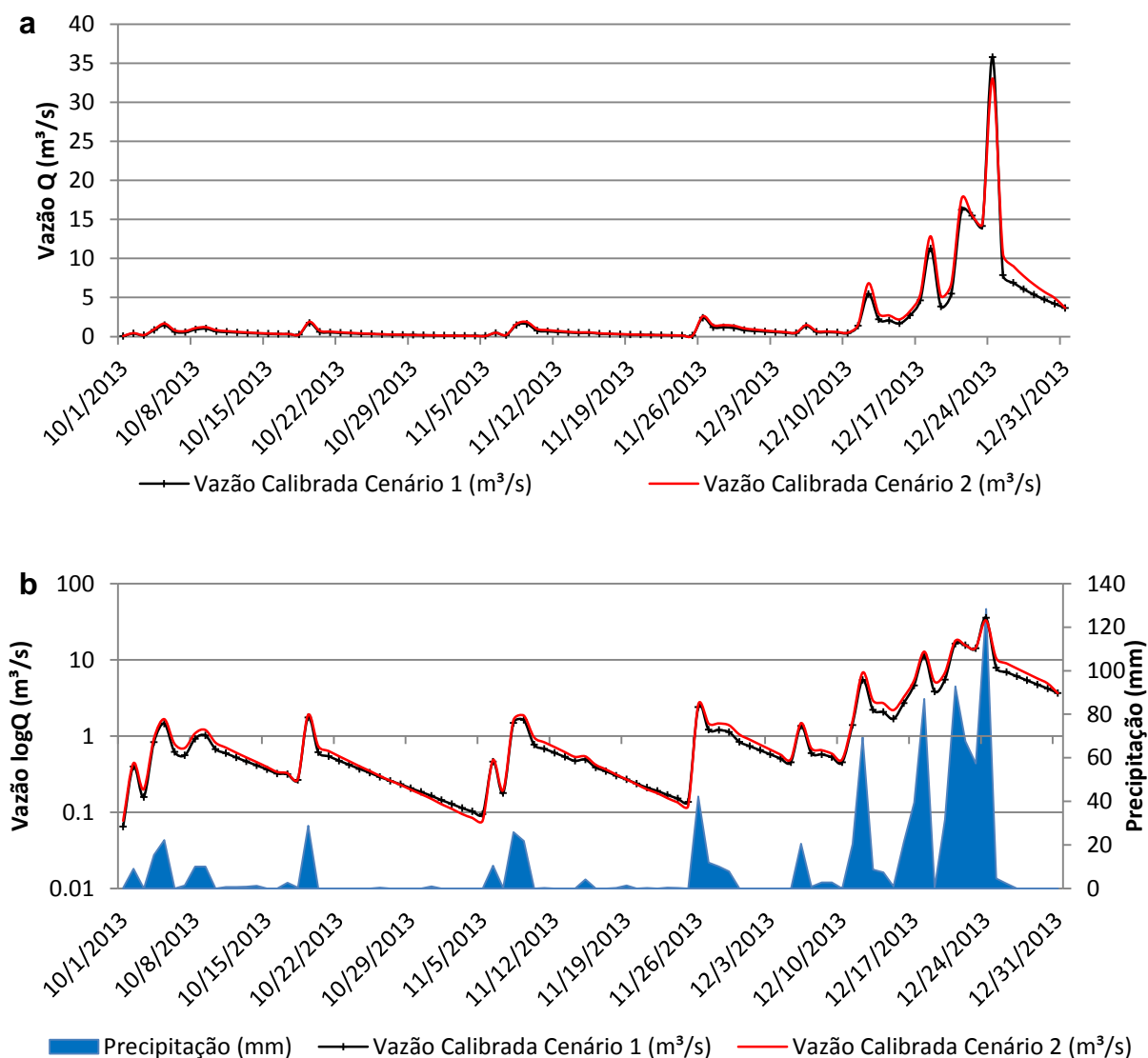


Figura 43 – Comparação gráfica das vazões simuladas pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações no período de outubro a dezembro de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítima.

Verifica-se que no período de janeiro a março, foram produzidos maiores picos de vazão no Cenário 1 do que no Cenário 2. No período de outubro a dezembro, por sua vez, os picos dos Cenário 1 e Cenário 2 apresentaram traçado muito próximo. Observou-se, ainda, que o Cenário 1 apresentou maiores características de armazenamento de água do que no Cenário 2.

A produção de maiores picos em alguns eventos foi devido à maior impermeabilização da bacia hidrográfica no Cenário 2, devido à presença das estradas não pavimentadas que correspondeu a 10,2% da área da subbacia hidrográfica do Rio Perdido. Ainda

assim, os coeficientes de calibração indicaram uma boa calibração do modelo tanto para o Cenário 1 como para o Cenário 2, ressaltando que alguns parâmetros calibrados no Cenário 2 podem apresentar valores irrealistas, como é o exemplo do coeficiente de Manning.

A Figura 44 apresenta a comparação gráfica da simulação de descarga sólida dos Cenários 1 e 2.

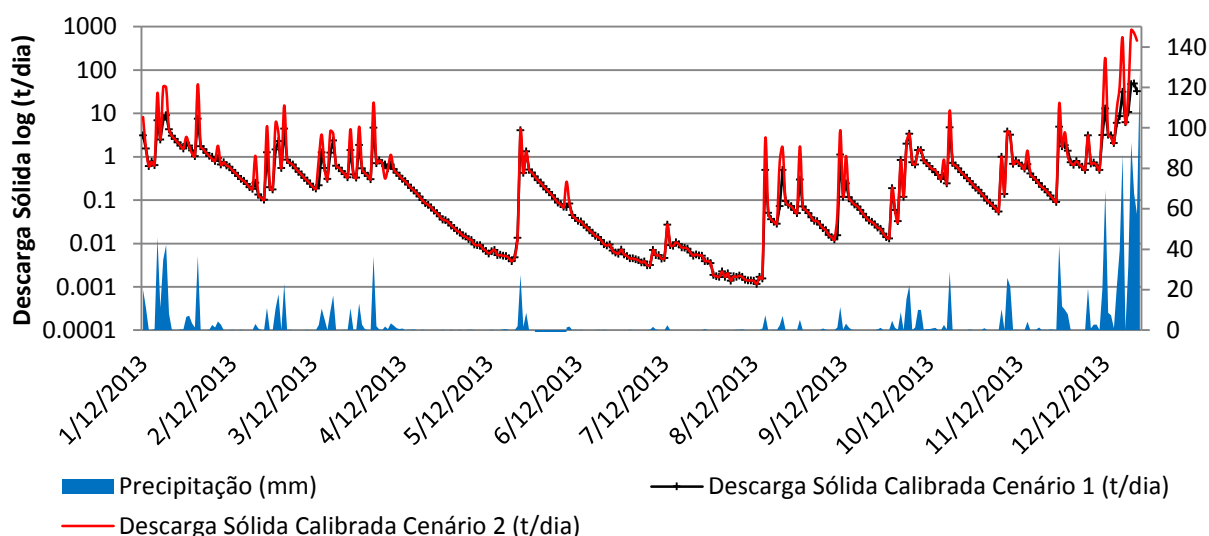


Figura 44 – Comparação gráfica da descarga sólida simulada pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações.

A Figura 45, por sua vez, apresenta a comparação das vazões simuladas nos cenários 1 e 2, após as respectivas calibrações, no período de janeiro a março de 2013. A Figura 45a é apresentada em escala regular enquanto a Figura 45b é apresentada em escala logarítmica. Verifica-se que o Cenário 2 apresentou picos de descarga sólida consideravelmente maiores do que o Cenário 1.

A Figura 46, por sua vez, apresenta a comparação das vazões simuladas nos cenários 1 e 2, após as respectivas calibrações, no período de outubro a dezembro de 2013. A Figura 46a é apresentada em escala regular enquanto a Figura 46b é apresentada em escala logarítmica. Da mesma forma que o observado na Figura 45, o Cenário 2 apresentou picos de descarga sólida maiores do que no Cenário 1.



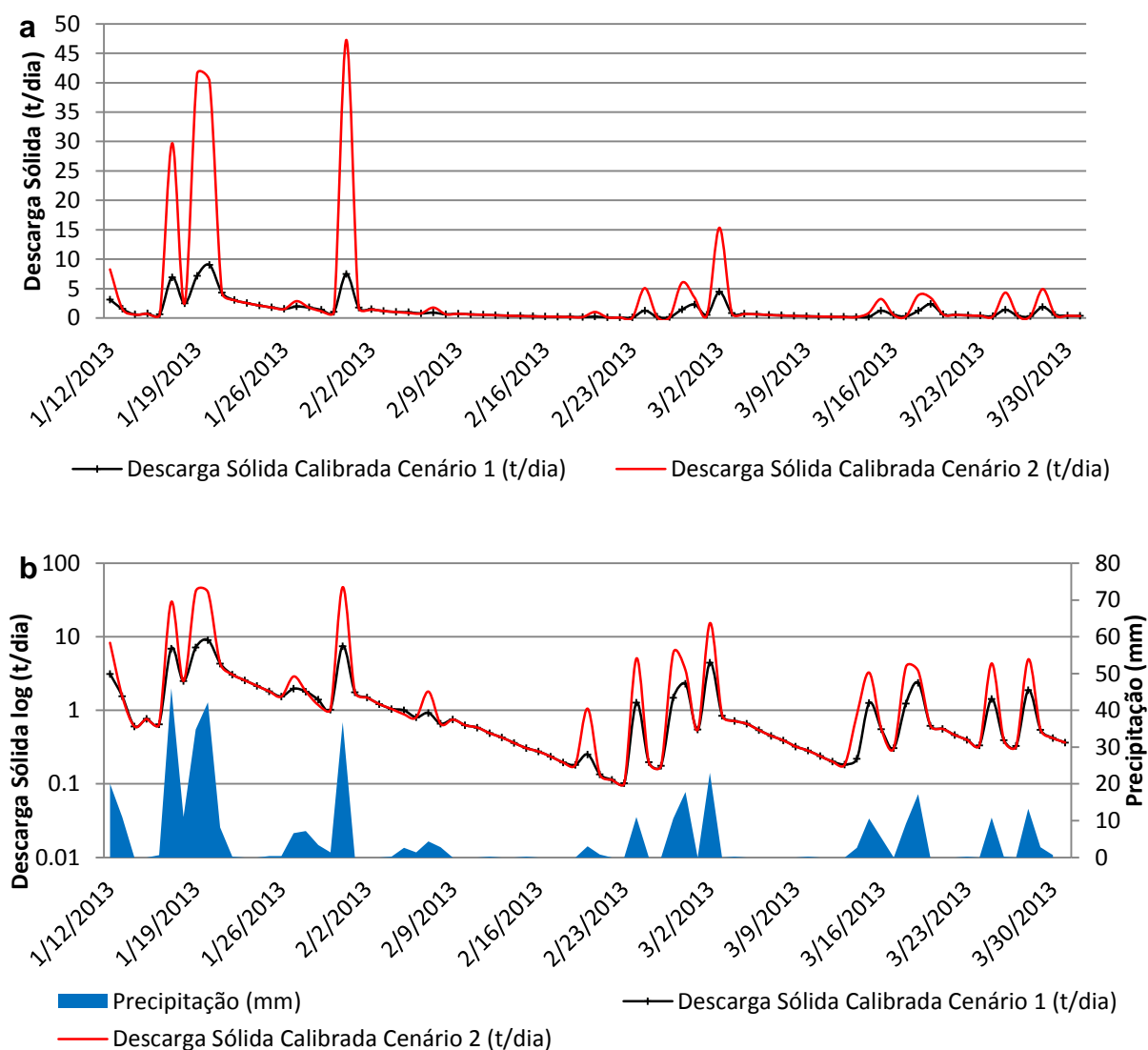


Figura 45 – Comparação gráfica da descarga sólida simulada pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações no período de janeiro a março de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logarítima.

Os picos da descarga sólida produzidos no Cenário 2 estão relacionados à maior presença de solos sem cobertura vegetal, devido à inserção das estradas não pavimentadas no modelo, associado às altas declividades da bacia hidrográfica. Na subbacia do Rio Perdido, as estradas não pavimentadas representaram 10,2% da bacia. No Cenário 1, as áreas que foram ocupadas por estradas não pavimentadas no Cenário 2, foram simuladas com outros usos do solo, tais como florestas, culturas agrícolas e pastagens, de acordo com o mapeamento de uso e ocupação do solo realizado. Portanto, a inclusão das estradas não pavimentadas inseriu elementos da paisagem em uma escala muito menor, mas que, por outro lado, insidem em maior produção desedimentos nas bacias hidrográficas.

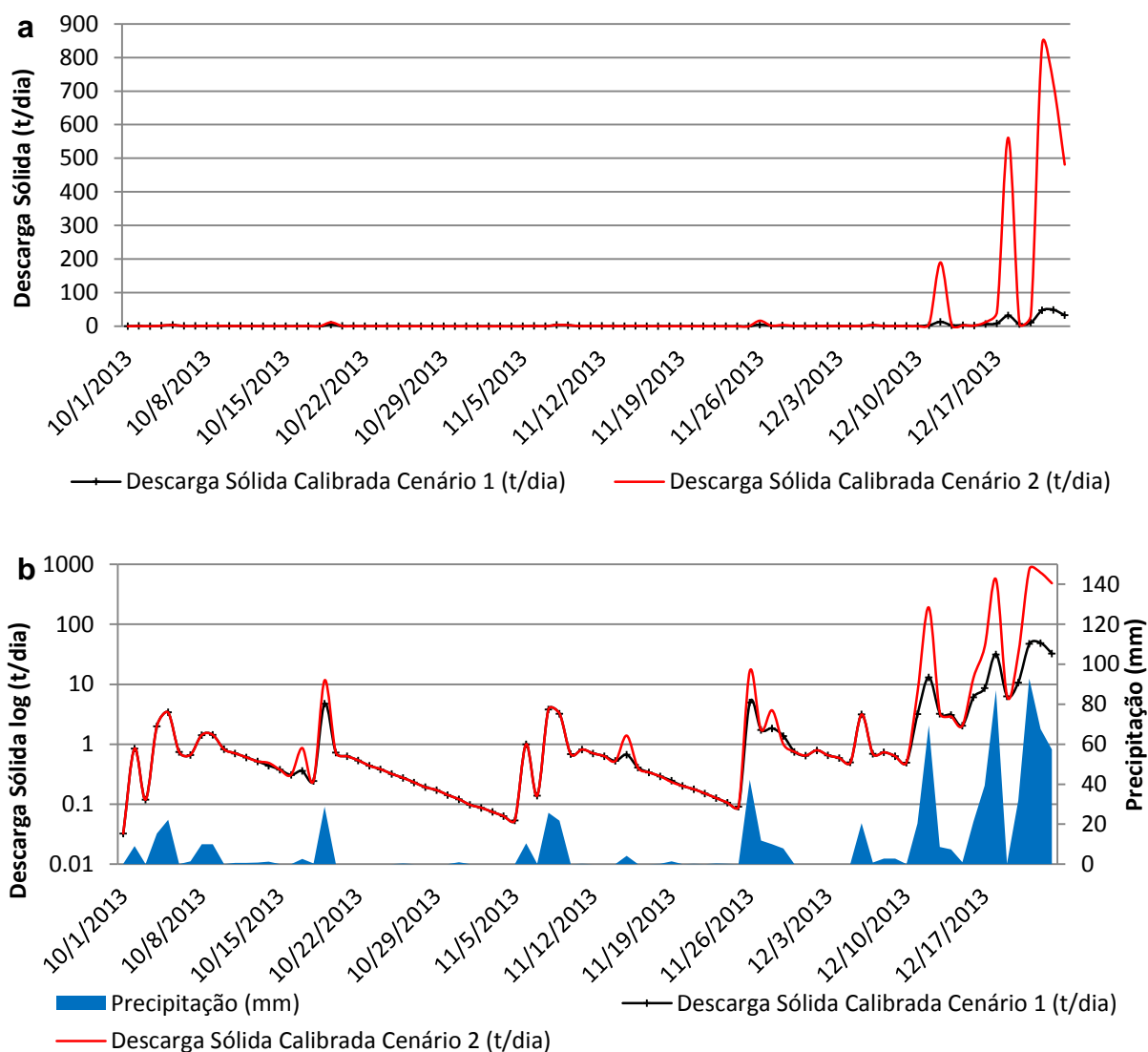


Figura 46 – Comparação gráfica da descarga sólida simulada pelo modelo SWAT nos cenários 1 e 2 após as respectivas calibrações no período de outubro a dezembro de 2013. Em **a** apresentado em escala regular e em **b** apresentado em escala logaritima.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A presente dissertação de mestrado tratou da avaliação do modelo *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT para simulação de estradas não pavimentadas em bacias hidrográficas.

Os coeficientes de calibração apresentaram melhor desempenho similar para o Cenário 1 (sem estradas não pavimentadas) do que para o Cenário 2 (com estradas não pavimentadas). Na hidrologia, o desempenho do modelo nos Cenários 1 e 2 foram classificados como muito bom por todos os coeficientes de calibração.

A sedimentologia apresentou resultados variados para cada coeficiente de calibração: enquanto o Cenário 1 apresentou calibração sedimentológica satisfatória (NS), insatisfatória (RSR) muito bom (PBIAS), o Cenário 2 apresentou calibração sedimentológica muito ruim para os três coeficientes (NS, RSR e PBIAS).

Quando analisa-se os coeficientes de calibração para as vazões e descargas sólida abaixo de suas médias, verifica-se que o modelo apresentou desempenho muito pior do que a análise dos coeficientes de calibração quando avaliado todo o período simulado, tanto no Cenário 1 como no Cenário 2. Isso está ligado à modelagem do armazenamento de água e do escoamento de base da bacia hidrográfica no SWAT.

A análise gráfica dos dados medidos e simulados de vazão confirma os coeficientes de calibração, pois verificou-se que as baixas vazões não foram bem simuladas pelo modelo. Isso ocorreu tanto subestimando as vazões do período seco, quando ocorre o escoamento de base, quanto superestimando as vazões entre os picos de vazão.

Na análise gráfica da descarga sólida, verificou-se que esta foi superestimada na maior parte da série simulada, verificando que o modelo também não simulou as flutuações diárias na descarga sólida durante o período seco.

Comparando-se os dados simulados dos Cenários 1 e 2, verifica-se que os picos da descarga sólida foram consideravelmente maiores no Cenário 2 do que no Cenário 1, devido à inserção das estradas não pavimentadas.

Na subbacia do Rio Perdido as estradas não pavimentadas correspondem a 10,2% do uso e ocupação do solo, sendo um impacto considerável na erosão do solo. No que tange à produção de sedimentos, verificou-se que a produção de sedimentos de estradas não pavimentadas foi superestimada pelo modelo SWAT, principalmente para eventos com pequena produção de sedimentos.

A análise dos resíduos possibilitou verificar que o modelo obteve desempenho melhor para a calibração de vazões com maior quantidade de registros na estação fluviométrica.

Desta forma, pode-se concluir que o modelo SWAT apresentou calibração muito boa no Cenário 1 enquanto que o Cenário 2 apresentou desempenho consideravelmente inferior na calibração da sedimentologia, ligado, principalmente à maior quantidade de solo exposto inserido no modelo em relação ao Cenário 1.

Deve-se, ainda, ressaltar que o modelo SWAT não simula uma série de características inerentes às estradas não pavimentadas, como a interceptação do fluxo d'água, a hidráulica e a geometria das estradas, além de estruturas de drenagem/deságue do fluxo e condições de tráfego.

Poucos são os trabalhos em que demonstram a representação de estradas não pavimentadas no modelo SWAT e, mesmo aqueles que o fazem, não deixam muito claro o método de inserção bem como a discussão da avaliação do comportamento do modelo.

Assim, recomenda-se a implementação de um módulo para a simulação de estradas não pavimentadas, de modo a representar as características hidráulicas e os processos erosivos de estradas não pavimentadas, integrado à outras fontes de poluição difusa existentes em bacias hidrográficas rurais.

Deve-se, ainda, buscar o detalhamento da hidrologia e da produção de sedimentos das estradas não pavimentadas através de estudos *in situ* e realização de ensaios de caracterização física para melhor representação da realidade das estradas não pavimentadas brasileiras.

## 7 REFERÊNCIAS

ADRIOLO M. V.; SANTOS, I.; GIBERTONI, R. C.; CAMARGO, A. S. G. Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos. In: **VI Simpósio Brasileiro sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas**. T25, A03. Belo Horizonte, 2008.

ANTONANGELO, A.; FENNER, P. T. Identificação dos riscos de erosão em estradas de uso florestal através do critério do fator topográfico LS. **Energ. Agric.** v. 20, n. 3, 1-20p. Botucatu, 2005.

ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; NICKS, A.D.; SAMMONS, N.B. **SWRRB**: A basin scale simulation model for soil and water resources management. Texas A&M Univ. Press, College Station, TX. 1990.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. **Journal of American Water Resources Association**. v. 34, n. 1. 1998.

ARNOLD, J. G.; FOHNER, N. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. **Hydrological Processes**. v. 19, p. 563-572. 2005.

ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R.; HANEY, E. B.; NEITSCH, S. L. **Soil and Water Assessment Tool**: Input/Output Documentation. Version 2012. Texas Water Resources Institute. 2012.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; ALLEN, P. M. Estimation of soil cracking and the effect on surface runoff in a Texas Blackland Prairie watershed. **Hydrological Processes**. v. 19, n. 3, 2005. p. 1037-1051.

BAGNOLD, R. A. Bedload transport in natural rivers. **Water Resources Research**. n. 2, v. 13, 303-312p. 1977.

BANAMAN, J.; SHOEMAKER, C. A.; HAITH, D. A. Calibration and validation of soil and water assessment tool on an agricultural watershed in upstate New York. **Journal of Hydrologic Engineering**. v. 10, n. 10, p. 363-374, 2005.

BARLUNG, I.; KIRKKALA, T.; MALVE, O.; KAMARI, J. Assessing SWAT model performance in evaluation of management actions for the implementation of the Water Framework Directive in a Finnish catchment. **Environmental Modelling & Software**. v. 22, n. 5, 2007. p. 719-714.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 6 ed. São Paulo: Ícone, 2008.

BLACK, T. A.; LUCE, C. H. **Measuring water and sediment discharge from a bordered road plot using a settling basin and tipping bucket**. 2007.

CAFFERATA, P. H.; COE, D. B. R.; HARRIS, R. R. Water Resource Issues and Solutions for Forest Roads in California. **Hydrological Science and Technology**. n. 23, n. 1-4. 2007.

CAIADO, M. A. C. **Inter-relações entre ambientes e qualidade das águas da bacia do Rio Itapemirim**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (Dissertação). Vitória: UFES, 1994.

CANTALICE, J. R. B.; CASSOL, E. A.; REICHERT, J. M.; BORGES, A. L. O. Hidráulica do escoamento e transporte de sedimentos em sulcos em solo franco- argiloso-arenoso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 29, 597-607. 2005.

CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JR., N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de Práticas Sedimentométricas**. 154 p. ANEEL, 2000. Disponível em: [http://www.aneel.gov.br/biblioteca/downloads/livros/Guia\\_prat\\_port.pdf](http://www.aneel.gov.br/biblioteca/downloads/livros/Guia_prat_port.pdf). Acesso em: 14 dez. 2012.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. 2º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008.

CASTRO, K. B. **Avaliação do modelo SWAT na simulação da vazão em bacia agrícola do cerrado intensamente monitorada**. 141 p. Dissertação (Mestrado em Geociências) – Instituto de Geociências Aplicadas, Universidade de Brasília. Brasília, 2013.

CHO, S. M.; LEE, gM. W. Sensivity considerations when modeling hydrologic processes with digital elevation model. **Journal of the American Water Resources Association**. v. 37, n. 4, p. 931-934. 2001.

CHOW, V. T. **Open-channel hydraulics**. McGraw-Hill, New York. 1959.



CHRISTOPHER, E. A. **Post harvesting evaluation of best management practices for the prevention of soil erosion in Virginia. Blacksburg, Virginia, 2002.**

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais.** 240 p. São Paulo: Edgard Blucher, 2002.

CORRÊA, C. M. C. **Perdas de solo e a qualidade da água procedente de estradas de uso florestal no planalto catarinense.** 155 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais/Silvicultura) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CORRÊA, C. M. C.; ROLOFF, G.; SILVA, I. C. Erosão real e estimada através da RUSLE em estradas florestais, em duas condições de solo e relevo e quatro perfis de solo. **Scientia Forestalis**. n. 76, 57-66p. Piracicaba, 2007.

CORRÊA, C. M. C.; DEDECEK, R. A. Erosão real e estimada através da RUSLE em estradas de uso florestais, em condições de relevo plano a suave ondulado. **Floresta**, v. 39, p. 457-468, 2006.

COUTINHO, L. F. N.; TRINDADE, P. B. C. B. T.. **Avaliação do modelo SWAT na modelagem de nitrogênio e fósforo em condições tropicais.** Graduação em Tecnologia em Saneamento Ambiental (TCC). Vitória: IFES, 2008.

CROKE, J.; MOCKLER, S.; HAIRSINE, P.; FOGARTY, P. Relative contributions of runoff and sediment from sources within a road prism and implications for total sediment delivery. **Earth surface Processes and Landforms** n. 31, p. 457-468, 2006.

CUNHA, M. C.; THOMAZ, E. L.; VESTENA, L. R. Avaliação da eficácia de medidas de controle de sedimentos (caixas de contenção) em estradas rurais não pavimentadas na bacia hidrográfica do Rio das Pedras, Guarapuava-PR. In: **Anais XVI Encontro Nacional dos Geógrafos**. Porto Alegre, 2010.

D'ÁVILA, W. P. S. **Avaliação da produção de sedimentos em estradas não pavimentadas com diferentes níveis de uso**. 106f. Dissertação - Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo. 2013.

DNIT – **Relatório dos Levantamentos Funcionais das Rodovias Federais**, versão 2013.

DOTEN, C. O.; BOWLING, L. C.; LANINI, J. S.; MAURER, E. P.; LETTENMAIER, D. P. A spatially distributed model for the dynamic prediction of sediment erosion and transport in mountainous forested watersheds. **Water Resources Research**. v. 42. 2006.

ELLISON, W. D. Soil erosion studies. II. Soil detachment hazard by raindrop splash. **Agric. Engng.**, 20, 197-201. 1947.

EMBRAPA-SNLCS. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Espírito Santo**. Escala 1:400.000. 1987.

FAHEY, B. D.; COCKER, R. J. Forest road erosion in the granite terrain of Southwest Nelson, New Zeland. **Journal of Hydrology** (NZ), v. 28, n. 2, p.123-141, 1989.

FELDMAN, A. D. **Hydrologic Modeling System HEC-HMS: Technical Reference Manual**. U.S. Army Corps of Engineers. Massachusetts: HEC, 2000.

FELÍCIO, L. C. **Modelagem da dinâmica de sistemas e estudo da resposta**. São Paulo: Rima, 2007.

FERRIGO, S. **Utilização do modelo SWAT na estimativa de produção de sedimentos na bacia do córrego Capão Comprido no Distrito Federal**. 91p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2011.

FERRIGO, S.; MINOTI, R.; ROIG, H.; KOIDE, S.; Análise do modelo SWAT na simulação de produção de sedimentos quando calibrado unicamente para vazão em uma pequena bacia hidrográfica rural. In: **X Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**. Foz do Iguaçu, 2012.

FERRIGO, S. **Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – Estudo de caso da bacia do lago Descoberto – DF**. 166 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. Brasília, 2014.

FORD, A. **Modelling the environment: an introduction to system dynamics models of environmental systems**. 415p. Washington: Island Press ,1999.

FULTON, S.; WEST. **Forestry impacts on water quality**. 13 ed. 2002.

GARCIA A. R.; MACHADO, C. C.; SILVA, E.; SOUZA, A. P.; PEREIRA, R. S. Volume de enxurrada e perda de solo em estradas florestais em condições de chuva natural. **Revista Árvore**, v. 27, n. 4, p. 535-542, 2003.

GASSMAN, .P. W.; REYES, M. R. GREEN, C. H.; ARNOLD, J. G. **The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and future Research Directions**. Working Paper 07-WP 443. Center of Agricultural and Rural Development. Iowa State University, Iowa. 100 p. 2007.

GRACE III, J. M. Forest road sides lopes and soil conservation techniques. **Journal of Soil and Water Conservation**. v.55, n. 11, p. 96-101. 2000.

GRAYSON, R. B.; HAYDON, S. R.; JAYASURIYA, M. D. A.; FINLAYSON, B. L. Water Quality in mountain ash forests – separating the impacts of roads from those of logging operations. **Journal of Hydrology**, 150, p. 459-480, 1993.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia**: Uma atualização de bases e conceitos. 7 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

HILLEL, D. **Environmental soil physics**. San Diego, CA: Academic Press, 1998.

HYDE, K.; WOODS, S.; POTTYONDY, J. Challenges to Watershed Modelling in Forested Mountainous Environments. *In: **Adaptative Management of Water Resources AWRA Summer Specialty Conference***. Missoula, Montana. 2006.

IEMA. **Ortofotomosaico do Estado do Espírito Santo**. Escala 1:15.000. 2007.

JONES, J. A. SWANSON, F. J.; WEMPLE, B. C.; SNYDER, K. U. Effects of roads on hidrology, geomorphology and disturbance patches in stream networks. **Conservation Biology**, v. 14, n. 8, p. 76-85, 2000.

KELIHER, K. R. **Portable glulam timber bridge design for low-volume forest roads**. National Academic Press. v. 2, p. 328-338. 1995.

KER, J. C. Latossolos do Brasil: uma revisão. **GEONOMOS**. v. 5, n. 1, 17-40p. 1997.

KNISEL, W.G. CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. **USDA Conservation Research Rept.** n. 26. 1980.

KRAUSE, P.; BOYLE, D. P.; BASE, F. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. **Adv. Geosci.**, n. 5, p. 89-87. 2005.

LANE, P. N. J.; SHERIDAN, G. J. Impact of an unsealed forest road stream crossing: water quality and sediment source. **Hydrological Processes**, v. 16, p. 2599-2612, 2002.

LEONARD, R.A., W.G. KNISEL., e D.A. STILL. GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. **Trans. ASAE**. n. 30, p.1403-1418. 1987.

LOPES, N. H. Y. **Análise da produção de água e sedimentos em microbacias experimentais com o modelo SWAT**. 154 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2008.

LUCE, C. H.; BLACK, T. A. **Sediment production from forest roads in Western Oregon**. Moscow, USA, p. 1-15. 1993.

MACHADO, R. E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 154p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2002.

MACHADO, R. E.; VETORAZZI, C. A. Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 27, p. 735-741. Piracicaba, 2003.

MACHADO, R. E.; VETORAZZI, C. A.; XAVIER, A. C. Simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 27, p. 735-741. Piracicaba, 2003.

MARCELINO, F. A. **Avaliação dos sistemas de redes viárias florestais em função dos custos e do risco de erosão**. 2007. 129 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Energia na Agricultura) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.

MARCHIORO, E. **Modelagem hidrossedimentológica na bacia do córrego Santa Maria: subsídios à aplicação de práticas de conservação de água e solo no noroeste fluminense**. Programa de Pós Graduação em Geografia (Tese). Rio de Janeiro: UFRJ, 2008.

MATALAS, N. C. Mathematical assessment of synthetic hydrology. **Water Resources Research**. v. 3, n. 4, 937-945p. 1967.

MIRBAGHERI, S. A.; TANJI, K. K.; KRONE, R. B. Sediment characterization in Colusa basin drain. **Journal of environment engineering**, v.114, n.6. 1988.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**. n. 3, v. 50, 885-900p. 2007.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models Part I: A discussion of principles. **Journal of Hydrology**. n. 3, v. 10, 282-290p. 1970.

NEARING, M. A.; LIU, B. Y.; RISSE, L. M.; ZHANG, X. Curve numbers and Green-Ampt effective hydraulics conductivities. **Journal of the American Water Resources Association**. v. 32, n.1, 1996. p. 125-135.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J.R.; KING, K. W. **Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation** Version 2005. Temple, GSWRL, 2005.

NICKS, A. D. Stochastic generation of the occurrence, pattern and location of maximum amount of daily rainfall. In: **Proc. Symp. Statistical Hydrology**. Tucson: Arizona, 1974.

ODA, S. **Caracterização de uma rede municipal de estradas não-pavimentadas**. Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, 1995. (Dissertação de Mestrado)  
PARANHOS, R. M. **Avaliação de metodologia para a estimativa de produção de sedimentos em uma pequena bacia rural de encosta**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Santa Maria: UFSM, 2003. (Dissertação de Mestrado)

PERAZZOLI, M. **Avaliação das mudanças climáticas e de uso do solo nas vazões e nos sedimentos da bacia do Ribeirão Concórdia, Lontas – SC**. 85 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro de Ciências Tecnológicas, Fundação Universidade Regional de Blumenau. Blumenau, 2012.

PEREIRA, F. Z.; MENDONÇA, A. S. F.; RIGO, D.; CASTRO, M. S. M.; CAIADO, M. A. C. Aplicação do SWAT como ferramenta de gestão da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do córrego Santa Júlia, ES. In: **X ENES – Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**. Foz do Iguaçu, 2012.

RADAMBRASIL. Folha SE.24: Rio Doce. Levantamento de Recursos Naturais. v. 34. 1987.

REID, L. M.; DUNNE, T. Sediment production from forest road surfaces. **Water Resources Research**, v. 20, n. 11, p. 1753-1761, nov. 1984.



RIEDEL, M. S.; VOSE, J. M. Forest Road Erosion, Sediment Transport and model validation in the Southern Appalachians. In: **Second Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference**. Las Vegas, Nevada. 2002.

SANTOS, C. A.; SOBREIRA F. G.; NETO, A. L. C. Comportamento hidrológico superficial e erodibilidade dos solos da região de Santo Antônio do Leite, Distrito de Ouro Preto – MG. **Revista Escola de Minas**, v.55, n.4, 285-290. 2002.

SILVA, V. A.; MOREAU, M. S.; MOREAU, A. M .S.; REGO, N. A. C. Uso da terra e perda do solo na bacia hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. n.3, v. 15. 2011.

SILVA, V. C. L.; SILVA, R. M.; SILVA, L. P.; SANTOS, C. A.G.; SANTOS, J. Y. G. Application of the SWAT model in the Mamuaba watershed with scarce runoff data. In: **X Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**. Foz do Iguaçu, 2012.

SCHULTZ, G. B.; SANTOS, I. Efeito da inclusão de estradas não pavimentadas na simulação hidrossedimentológica com o modelo SWAT. In: **X Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**. Foz do Iguaçu, 2012.

STENROD, M.; HEGGEN, H. E.; BROLI, R. I.; EKLO, O. M. Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions: A casestudy in the Skuterud Heiabekken catchments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. v. 123, n. 1-3, 2008. p. 15-29.

TEDESCHI, L. O. Assessment of the adequacy of mathematical models. **Agricultural Systems**, Oxford, v. 89, n. 2/3, p. 225-247, 2006.

TESCH, F.; CAIADO, M. A. C. Avaliação de modelos computacionais para a verificação da eficiência das restrições do Código Florestal Brasileiro na redução do aporte de sedimentos a cursos d'água. In: **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Bento Gonçalves, 2013.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia**: ciência e aplicação. Porto Alegre: UFRGS, 2002.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. 2 ed. Porto Alegre: ABRH, 2005.

WEMPLE, B. C.; SWANSON, F. J.; JONES, J. Forest roads and geomorphic process interactions. **Earth Surface Processes and Landforms**. v. 26, n. 2, 191-204p. 2001.

WILLIAMS, J. R.; NICKS, A. D.; ARNOLD, J. G. Simulator for water resources in rural basins. **Journal of Hydraulic Engineering**. v.111, n.6, p.970-986. 1985.

WILLIAMS, J. R. The EPIC model. In: **Computer Models of Watershed Hydrology**, ed. V. P. Singh, 909-1000. Highlands Ranch, CO: Water Resources Publications. 1995.

WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES. **Forestry best management practices for water quality**. 2003.

ZHANG, X.; SRINIVASAN, R.; ZHAO, K; LIEW, V. M. Evaluation of global optimization algorithms for parameter calibration of a computationally intensive hydrologic model. **Hydrol. Process.** v. 23, n. 3, p. 430-441, 2009.